

Pintavesien tilan luokittelu ja arviointiperusteet vesienhoidon kolmannella kaudella

Jukka Aroviita, Sari Mitikka ja Sanna Vienonen (toim.)



Pintavesien tilan luokittelu ja arviointiperusteet vesienhoidon kolmannella kaudella

Jukka Aroviita, Sari Mitikka ja Sanna Vienonen (toim.)



SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUKSEN RAPORTTEJA 37 | 2019
Suomen ympäristökeskus SYKE
Vesikeskus

Pintavesien tilan luokittelu ja arviointiperusteet vesienhoidon kolmannella kaudella

Kirjoittajat: Jukka Aroviita, Sari Mitikka ja Sanna Vienonen (toim.)

Vastaava erikoistoimittaja: Ahti Lepistö

Rahoittaja/toimeksiantaja: Ympäristöministeriö

Julkaisija ja kustantaja: Suomen ympäristökeskus SYKE
Latokartanonkaari 11, 00790 Helsinki, puh. 0295 251 000, syke.fi

Kansikuva: Sami Karjalainen
Sisäsivujen kuvat: Mainittu kuvien yhteydessä
Taitto: Marja Vierimaa

Julkaisu on saatavana internetistä: syke.fi/julkaisut | helda.helsinki.fi/syke

ISBN 978-952-11-5073-9 (nid.)
ISBN 978-952-11-5074-6 (PDF)
ISSN 1796-1718 (pain.)
ISSN 1796-1726 (verkkoj.)

Julkaisuvuosi: 2019

ESIPUHE

Tähän oppaaseen on koottu vesienhoidon pintavesien tilan luokittelun ohjeet.

Vesienhoitotyö on osa vesienhoitolain (1299/2004) soveltamista ja EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin (VPD) täytäntöönpanoa. Vesienhoitolain mukaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskukset (ELY-keskukset) laativat selvityksen ihmistoiminnan vaikutuksista vesiin sekä valmistelevat vesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokittelun (valtioneuvoston asetus vesienhoidon järjestämisestä, 1040/2006). Tässä oppassa ohjeistettavaa tilaluokittelua käytetään pohjana valmisteltaessa vesienhoidon suunnittelun toimenpideohjelmaa. Vesienhoidon tilan luokittelussa käytettäviä parametreja on tapauskohtaisesti sisällytettävä myös toiminnanharjoittajien velvoitetarkkailuihin ja ympäristövaikutusselvityksiin.

Vesienhoidon suunnittelu on syklinen prosessi, joka sisältää ympäristötavoitteiden määrittelyn, vesien tilan arvioinnin ja seurannan, paineiden kuvauksen ja toimenpideohjelmat. Joki-, järvi- ja rannikkovesimuodostumien tilan luokittelu on osa vesienhoidon suunnittelun kuuden vuoden sykliä. Ensimmäinen pintavesien tilan arviointi ja luokittelu valmistui Suomessa vuonna 2008 vesienhoidon 1. suunnittelukautta (2010–2015) ja toinen vuonna 2013 vesienhoidon 2. suunnittelukautta (2016–2021) varten.

Tähän julkaisuun on koottu vesienhoidon 3. suunnittelukautta (2022–2027) varten tehdyn pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan arvioinnin ja luokittelun periaatteet ja kriteerit. Luokittelutyö toteutettiin ELY-keskuksissa vuosina 2018–2019, jolloin tila arvioitiin pääosin luokittelukauden 2012–2017 aineistojen perusteella.

Julkaisu perustuu aiempiin ohjeisiin (Vuori ym. 2009, Aroviita ym. 2012) jotka on täydennetty niiltä osin, kuin ne ovat käytössä 3. kaudella. Ohjeita tarkennettiin 3. kaudelle luokituskriteereissä ja laskentatekniikoissa tehdyn kehitystyön perusteella. Myös hydro-morfologisten tekijöiden roolia ekologisen tilan luokittelussa täsmennettiin.

Luokittelumenetelmien kehittämistä on toteutettu SYKEn, alueellisten ympäristö- ja ELY-keskusten, yliopistojen sekä tutkimuslaitoksen välisenä yhteistyönä. Luokittelumenetelmien kehittämiseen ja tilan arviointiin on osallistunut kymmeniä asiantuntijoita viimeisen parin vuosikymmenen aikana. Keskeisiä asiantuntijoita ovat olleet (muun muassa, aakkosjärjestyksessä) Kimmo Aronsuu, Jukka Aroviita, Ämer Bilaletdin, Anna Bonde, Saara Bäck, Vivi Fleming-Lehtinen, Helena Haakana, Antti Haapala, Taina Hammar, Mirja Heikkinen, Seppo Hellsten, Turo Hjerppe, Ville Hokka, Anna-Liisa Holopainen, Heini-Marja Hulkko, Harri Hämäläinen, Heikki Hämäläinen, Taina Ihaksi, Jussi Jyväsjärvi, Lasse Järvenpää, Marko Järvinen, Pentti Kangas, Antti Kanninen, Krister Karttunen, Marja Kauppi, Pirkko Kaupila, Antton Keto, Sanna Kipinä-Salokannel, Arja Koistinen, Anna-Maria Koivisto, Samuli Korpinen, Esa Koskenniemi, Juho Kotanen, Minna Kukkonen, Minna Kuoppala, Anne Laine, Hans-Göran Lax, Antti Lehtinen, Jarkko Leka, Liisa Lepistö, Katja Leskisenoja, Petri Liljaniemi, Susan Londesborough, Hannu Luotonen, Satu Maaria Karjalainen, Pekka Majuri, Olli Malve, Kati Manni, Pertti Manninen, Jaakko Mannio, Kati Martinmäki-Aulaskari, Jaana Marttila, Mika Marttunen, Kristian Meissner, Sari Mitikka, Paula Mononen, Jukka Muotka, Heikki Mykrä, Antti Mäntykoski, Jorma Niemi, Riitta Niinioja, Leena Nikolajev-Wikström, Henrik Nygård, Hannele Nyroos, Mikko Olin, Sini Olin, Anu Peltonen, Sirpa Penttilä, Heli Perttula, Jens Perus, Olli-Pekka Pietiläinen, Ansa Pilke, Annukka Puro-Tahvanainen, Martti Rask, Juha Riihimäki, Jaana Rintala, Jouko Rissanen, Jukka Ruuhijärvi, Ari Ruuskanen, Antti Räike, Pekka Räinen, Jaana Rääpysjärvi, Ansa Selänne, Pekka Sojakka, Janne Suomela, Tapio Sutela, Asko Sydänoja, Jouni Tammi, Sirkka Tattari, Riitta Teiniranta, Anssi Teppo, Kimmo Tolonen, Jouni Törrönen, Veli-Matti Vallinkoski, Teppo Vehanen, Vincent Westberg, Mika Visuri, Kari-Matti Vuori, Kristiina Vuorio, Heidi Vuoristo ja Jukka Ylikörkkö.

Oulussa ja Helsingissä 1.10.2019 Jukka Aroviita, Sari Mitikka ja Sanna Vienenon

TIIVISTELMÄ

Pintavesien tilan luokittelu ja arviointiperusteet vesienhoidon kolmannella kaudella

Vesienhoitotyö on osa vesienhoitolain (1299/2004) soveltamista ja vesienhoitosuunnitelmien täytäntöönpanoa. Oleellinen osa vesienhoitotyötä on kuuden vuoden välein toteutettava joki-, järvi- ja rannikkovesien ekologisen ja kemiallisen tilan arviointi ja luokittelu. Tilaa arvioidaan ihmisten toiminnan aiheuttaman muutoksen voimakkuuden perusteella. Luokittelutyön avulla saadaan tieto vesistä, jotka tarvitsevat toimia hyvän tilan saavuttamiseksi tai sen ylläpitämiseksi.

Vesistöjen ekologinen ja kemiallinen tila on Suomessa luokiteltu kolme kertaa. Ensimmäinen pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokittelu valmistui vuonna 2008 ja toinen vuonna 2013 ohjeistusten (Ympäristöhallinnon ohjeita OH 3/2009, OH 7/2012) mukaisesti. Tässä oppaassa esitetään päivitetty arviointiperusteet vesienhoidon kolmatta suunnittelukautta varten tehtyyn tila-arviointiin. Kolmannen kauden arviointi toteutettiin Syken, Luken ja ELY-keskusten yhteistyönä vuosina 2018–2019 ja se perustui pääasiassa vuosien 2012–2017 seurantatietoihin.

Julkaisuun on koottu yhteen kaikki keskeiset 1. ja 2. kauden ohjeistukset ja täydennetty ne niiltä osin, kuin kriteerejä ja ohjeistuksia on tarkennettu ja kun ne ovat olleet käytössä 3. luokittelukaudella. Kaikki luokittelutekijöiden arviointiperusteet (vertailuarvot ja luokkarajat) ovat tässä julkaisussa eikä vanhoja ohjeistuksia tule käyttää. Ohje on ensisijaisesti tarkoitettu ELY-keskuksille. Vesien tilan luokittelussa käytettäviä parametreja on tapauskohtaisesti sisällytettävä toiminnanharjoittajien velvoitetarkkailuihin ja YVA-selvityksiin.

Asiasanat:

Ekologinen tila, luokittelu, vesistövaikutusten arviointi, vesipuitedirektiivi, vesienhoito, pintavesi, kemiallinen tila

SAMMANDRAG

Klassificering av tillståndet och bedömningsgrunder i ytvatten på den tredje planeringsperioden av vattenvård

Vattenförvaltning är en del av genomförandet av lagen om vattenvårdsförvaltningen (1299/2004) och förvaltningsplaner för avrinningsdistrikten. En viktig del av vattenhanteringsarbetet är bedömning och klassificering av ekologisk och kemisk status för flod-, sjö- och kustvatten vart sjätte år. Status bedöms utifrån omfattningen av den förändring som orsakas av mänsklig aktivitet. Klassificeringsarbetet ger information om de vatten som behöver åtgärder för att uppnå eller upprätthålla god status.

Vattendragets ekologiska och kemiska status i Finland har klassificerats tre gånger. Den första klassificeringen av ytvattenens ekologiska och kemiska status slutfördes 2008 och den andra 2013, i enlighet med riktlinjerna (Miljöförvaltningens anvisningar 3/2009, 7/2012). Den här guiden innehåller uppdaterade kriterier för den tredje perioden av planering för vattenhantering. Utvärderingen genomfördes i samarbete mellan Syke, Luke (Naturresursinstitutet) och NTM-centralerna (Närings-, trafik- och miljöcentrale) under 2018–2019 och baserades huvudsakligen på observationssdata från 2012–2017.

Denna publikation sammanställer och kompletterar alla relevanta riktlinjer från tidigare publikationer såvitt kriterierna och riktlinjerna har förfinats och har använts under tredje perioden. Alla kriterier (referensvärden och klassgränser) finns i denna publikation och gamla riktlinjer bör inte längre användas. Guiden är främst avsedd för NTM-centralerna. Parametrarna som används för att klassificera vattnets status ska värderas från fall till fall i lokala bekämpningsprogram av föroreningar och miljökonsekvensrapporter.

Nyckelord:

Ekologisk status, klassificering, bedömning av effekter på vattendrag, vattendirektivet, vattenvård, ytvatten, kemisk status

ABSTRACT

Status classification and assessment criteria of surface waters in the third river basin management cycle

Water management is part of the implementation of the Water Management Act (1299/2004) and River Basin Management Plans. An essential part of water management work is the assessment and classification of ecological and chemical status of river, lake and coastal waters every six years. Status is assessed on the basis of the magnitude of the change caused by human activity. Classification work provides information on the surface waters that need measures to achieve or maintain good status.

The ecological and chemical status of surface water bodies in Finland has been classified three times. The first classification was completed in 2008 and the second in 2013, in accordance with the guidelines (Environmental Administration Guidelines OH 3/2009, OH 7/2012). The present guide provides updated criteria for the third water management planning period. The assessment was carried out in collaboration between Syke, Luke (Natural Resources Institute Finland) and ELY Centres (the Centres for Economic Development, Transport and the Environment) in 2018–2019, and it was mainly based on monitoring data from 2012–2017.

This guide compiles all relevant guidelines from previous periods supplemented by refined guidances for the third period. All assessment criteria (reference values and class boundaries) are in this publication and old guidelines should not be used anymore. The guide is intended primarily for ELY Centres. The parameters used to classify the status of the waters shall be included on a case-by-case basis in local pollution control programmes and environmental impact assessment reports.

Keywords:

Ecological status, classification, aquatic impact assessment, Water Framework Directive, water management, surface waters, chemical status

SISÄLLYS

Esipuhe	3
I Johdatus vesien tilan luokitteluun	11
1.1 Vesipuitedirektiivi ja vesienhoito	11
1.2 Vesimuodostumat	11
1.3 Vesimuodostumien tyypittely	12
1.4 Vesimuodostumien tilaluokittelu	16
1.5 Tilaluokittelun laatutekijät	16
1.6 Keinotekoiset tai voimakkaasti muutetut vesimuodostumat	17
2 Ekologisen tilan luokittelun yleisperiaatteet	19
2.1 Luokittelun muutokset ja kehitystyö	19
2.2 Vertailuolujen määrittely	20
2.3 Ekologisen tilan luokat	21
2.4 Luokkarajojen asettaminen	23
2.5 Ekologiset laatusuhteet	23
2.6 Fysikaalis-kemialliset ja hydrologis-morfologiset tekijät	25
2.7 Vesimuodostuman tila-arvion määrytyminen	26
2.7.1 Yleisperiaatteet	26
2.7.2 Yhdennetty tarkastelu	27
3 Käytännön toteutus	30
3.1 Luokittelukaudet	30
3.2 Tarkasteltavat vesimuodostumat	30
3.3 Biologisten luokittelumuuttujien laskenta	32
3.4 Tunnuslukujen laskenta	34
3.4.1 Biologiset muuttujat	34
3.4.2 Fysikaalis-kemialliset muuttujat	36
3.5 Luokittelutasot	40
3.6 Mallintamisen ja ryhmittelyn käyttö	43
3.7 Tietojärjestelmät	43
3.7.1 Vesimuodostumatietokanta	43
3.7.2 Tietolähteiden yhdistäminen ja raportointityökalut	44
4 Pintavesien tyypittely	45
4.1 Tyypittelyn tausta	45
4.2 Kansallisten ja EU-tyyppien vertailu	45
4.3 Jokityypit	46
4.3.1 Kokojaottelu	46
4.3.2 Geologia	47
4.3.2.1 Savimaiden luontaisesti runsasravinteiset joet	47
4.3.2.2 Turve- ja kangasmaiden joet	48
4.3.3 Pohjois-Lapin joet	48

4.4 Järvityypit	49
4.4.1 Pohjois-Lapin järvet	49
4.4.2 Runsasravinteiset järvet	49
4.4.3 Runsaskalkkiset järvet	51
4.4.4 Hyvin lyhytviipymäiset järvet	51
4.4.5 Muut järvet	51
4.4.5.1 Pinta-ala	51
4.4.5.2 Humuspitoisuus	51
4.4.5.3 Syvyys	52
4.5 Rannikkovesityypit	52
4.5.1 Tyyppiä määrittävät tekijät	52
4.5.2 Vesimuodostumien rajaukset ja tausta-aineistot	54
4.5.3 Rannikkotyyppien ja -muodostumien rajausta käytännössä	55
4.6 Tietojen tallennus	55
5 Jokien luokittelu	56
5.1 Vesikasvit	56
5.2 Päällykslevät	56
5.3 Pohjajeläimet	59
5.4 Kalat	60
5.5 Fysikaalis-kemialliset laatutekijät	62
5.6 Hydrologis-morfologiset laatutekijät	64
6 Järvien luokittelu	68
6.1 Kasviplankton	69
6.2 Vesikasvit	71
6.3 Päällykslevät	73
6.4 Syvänteiden pohjajeläimet	74
6.5 Rantavyöhykkeen pohjajeläimet	75
6.6 Kalat	76
6.7 Fysikaalis-kemialliset laatutekijät	78
6.8 Hydrologis-morfologiset laatutekijät	80
7 Rannikkovesien luokittelu	85
7.1 Kasviplankton	85
7.2 Rakkohaurukasvustot	87
7.3 Pohjajeläimet	89
7.4 Fysikaalis-kemialliset laatutekijät	90
7.4.1 Näkösyvyys	91
7.4.2 Ravinteet	91
7.5 Hydrologis-morfologiset laatutekijät	92
8 Keinotekoiset ja voimakkaasti muutetut vesimuodostumat	95
8.1 Yleistä	95
8.2 Nimeäminen	95

8.3 Luokittelu	96
8.3.1 Tilaluokan määrittäminen toimenpiteiden avulla	96
8.3.2 Tilaluokan määrittäminen veden laadun perusteella	100
8.3.3 Lopullisen tilaluokan määrittäminen.....	100
8.3.4 Muutokset suunnittelukausien välillä	100
9 Kemiaallisen tilan luokittelu	102
9.1 Ympäristölaatusormit	102
9.2 Luokittelussa käytettävä aineisto	103
9.3 Kemiaallisen luokittelun vaiheet	104
9.4 Työnjako ELY-keskuksen ja SYKEN välillä.....	104
10 Yhteenveto	107
Lähteet	109
LIITTEET	115
Liite 1. Vertailupaikat ja niiden valinta	115
Liite 2. Ekologisten laatusuhteiden laskenta ja skaalaus	118
Liite 3. Seurantapaikkaan liittyviä käsitteitä	120
Liite 4. Tyypittely	122
Liite 4.1. Jokityypit	122
Liite 4.2. Järvityypit	123
Liite 4.3. Rannikkovesityypit	124
Liite 4.4. EU:n interkalibroinnin yleiset tyypit	125
Liite 4.5. EU:n laajat sisävesien pintavesityypit	129
Liite 4.6. Tyyppien koodit	131
Liite 4.7. Tyypittelytekijäkohtaisia tietoja	133
Liite 5. HyMo-muuttuneisuuden arviointi pienissä virtavesissä	136
Liite 6. Biologisten muuttujien kuvaukset	143
Liite 6.1. Tyyppiominaisten taksonien lukumäärä, TT.....	143
Liite 6.2. Suhteellinen tai prosenttinen mallinkaltaisuus, PMA.....	143
Liite 6.3. Jokien kalaindeksi, FIFI.....	144
Liite 6.4. Kasviplanktonin trofiaindeksi, TPI.....	146
Liite 6.5. Haitalliset sinilevät	146
Liite 6.6. Tyyppilajien suhteellinen osuus kokonaislajistosta, TT50SO..	146
Liite 6.7. Referenssi-indeksi, RI	147
Liite 6.8. Syvännepohjaeläinindeksi, PICM.....	148
Liite 6.9. Rannikkovesien pohjaeläinindeksi, BBI.....	150
Liite 7. Jokien ekologisen luokituksen vertailuarvot ja luokkarajat	152
Liite 7.1. Päälyyslevät	152
Liite 7.2. Pohjaeläimet	153
Liite 7.3. Kalat.....	154
Liite 7.4. Vedenlaatu	155
Liite 8. Järvien ekologisen luokituksen vertailuarvot ja luokkarajat	156
Liite 8.1. Kasviplankton.....	156
Liite 8.2. Vesikasvit	157
Liite 8.3. Rantavyöhykkeen päälyyslevät	158
Liite 8.4. Syvänteiden pohjaeläimet	159
Liite 8.5. Rantavyöhykkeen pohjaeläimet.....	160
Liite 8.6. Kalat	161
Liite 8.7. Vedenlaatu	162

Liite 9. Rannikkovesien ekologisen luokituksen vertailuarvot ja luokkarajat	163
Liite 9.1. Kasviplankton	163
Liite 9.2. Rakkohauru	164
Liite 9.3. Pohjaeläimet	165
Liite 9.4. Vedenlaatu	166
Liite 10. KeVoMu nimeäminen.....	167
Liite 11. Ympäristönlautunormit.....	170
Liite 11.1. Euroopan yhteisön tasolla määritettyjen aineiden ympäristönlautunormit.....	170
Liite 11.2. Kansallisessa menettelyssä määritetyt vesiympäristölle haitalliset aineet	173
Liite 12. Tietojärjestelmien kuvaus.....	174
Liite 12.1. Pintavesimuodostumat-tietojärjestelmä (Vemu) ja raportit ...	174
Liite 12.2. Kaukokartoitusaineisto.....	175

1 Johdatus vesien tilan luokitteluun

Jukka Aroviita ja Sari Mitikka

1.1

Vesipuitedirektiivi ja vesienhoito

Vesien tilan luokittelu on osa vesienhoitolain (1299/2004) soveltamista ja vuonna 2000 voimaan tulleen EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin, VPD:n (Euroopan yhteisö 2000) täytäntöönpanoa. Lainsäädäntöjen tavoite on vesien tilan huononemisen estäminen ja tilan parantaminen, tavoitteena vähintään hyvä ekologinen ja kemiallinen tila. Tilaa pyritään parantamaan alueellisten vesienhoitosuunnitelmien avulla, jotka päivitetään kuuden vuoden välein (Kuva 1). Oleellinen osa suunnitelmissa kuvattua vesienhoitotyötä on joki-, järvi- ja rannikkovesien ekologisen ja kemiallisen tilan arviointi ja luokittelu. Tilaa arvioidaan ihmisten toiminnan aiheuttamien ekologisten muutosten voimakkuuden perusteella. Tilan arvioinnin avulla saadaan tieto niistä vesistä, jotka tarvitsevat toimia hyvän tilan saavuttamiseksi tai sen ylläpitämiseksi.



Kuva 1. Vesienhoidon suunnittelukausi kestää kuusi vuotta (Lähde: www.ymparisto.fi/vaikutavesiin).

1.2

Vesimuodostumat

Vesienhoidon perusyksikkö on vesimuodostuma. Vesienhoidon suunnittelun kannalta vesimuodostumat ovat samaan pintavesityyppiin kuuluvia yksiköitä, joiden tila-arviointi ja ympäristötavoitteet voidaan yksiselitteisesti määritellä. Pintavesimuodostumalla tarkoitetaan vesienhoitolain mukaista pintavesien erillistä ja merkittävää osaa kuten järveä, tekoallasta, puroa, jokea tai kanavaa, puroa, joen tai kanavan osaa tai rannikkoveden osaa.

Järvi tai joki voi muodostaa yhden vesimuodostuman tai se voi olla jaettuna useampaan vesimuodostumaan, jos se on vesienhoidon suunnittelun kannalta perusteltua. Suomessa on vesienhoidon 3. kaudella 6875 pintavesimuodostumaa, joista järvi- ja jokimuodostumia on 4639, jokimuodostumia 1960 ja rannikkomuodostumia 276. Vesienhoidossa tarkastellaan yksityiskohtaisemmin niitä vesiä, jotka on nimetty vesimuodostumiksi. Kaikkia pienempiä vesiä ei ole määritelty vesimuodostumiksi eivätkä ne siten kuulu luokittelun piiriin.

Vesimuodostumat on julkaistu avoimena paikkatietoaineistona (VHS vesimuodostumat 2016, www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Paikkatietoaineistot) ja niitä voi tarkastella myös Vesikartta-karttapalvelussa (<http://paikkatieto.ymparisto.fi/vesikartta>).

1.3

Vesimuodostumien tyypittely

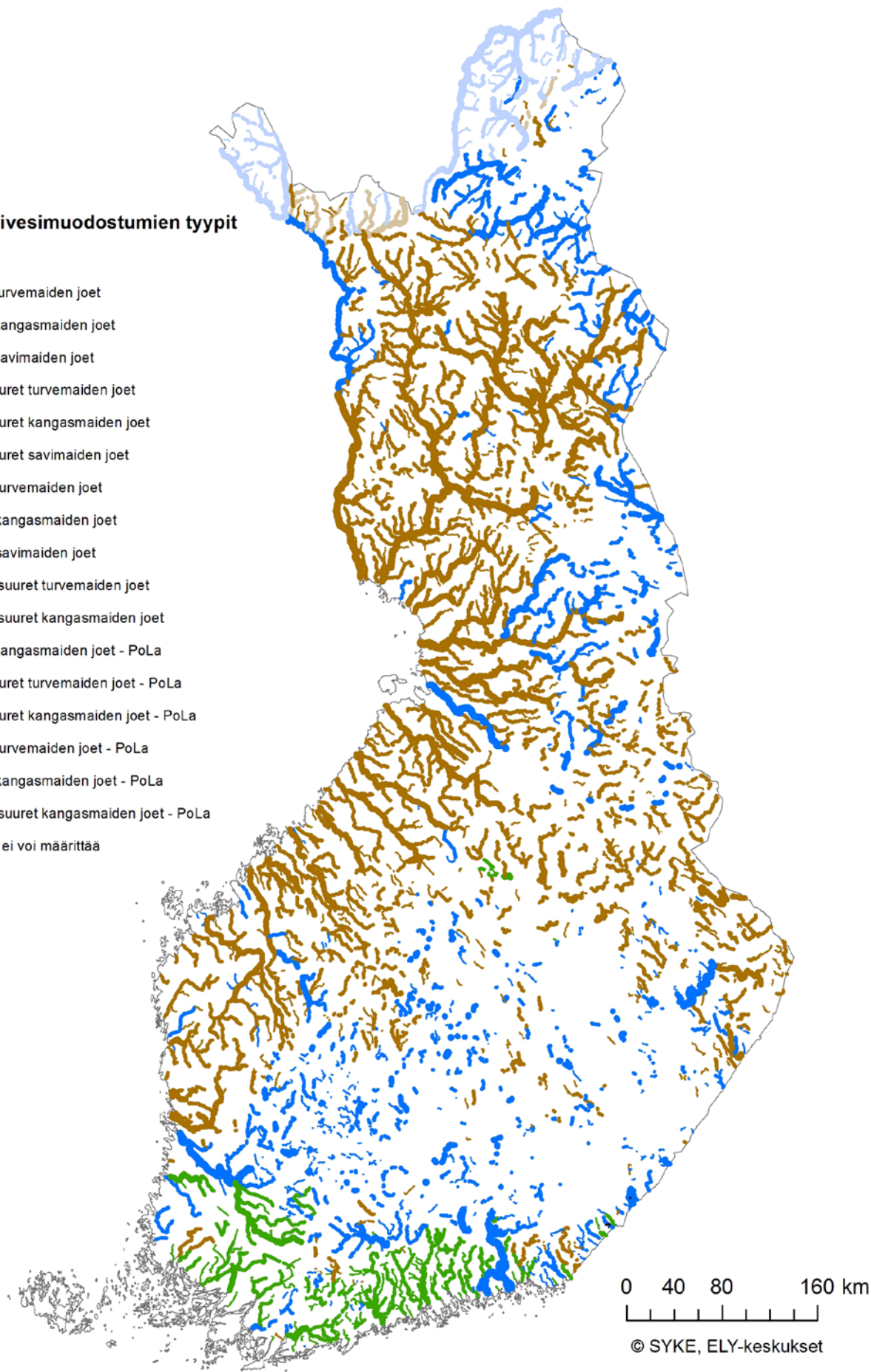
Vesimuodostumat on nimetty maantieteellisten ja luonnontieteellisten ominaispiirteidensä mukaan eri pintavesityyppeihin. Tyypittelyä tarvitaan, jotta kullekin vesimuodostumalle voidaan asettaa sen luontaisia ominaisuuksia vastaavat tilatavoitteet. Tyypittelyn avulla vesienhoitotyössä voidaan tarkastella luontaisesti samanlaisia vesistöjä alueellisesti tai kansallisesti. Myös ekologisen luokituksen kriteerit (vertailuolot, vertailuarvot ja luokkarajat) on muodostettu yleensä tyyppikohtaisesti. Tyypittely on kuvattu kappaleessa 4.

Sisävesien tyypittelyssä tärkeitä erottavia tekijöitä ovat valuma-alueen maaperä (turve, kivennäismaa, savi), vesistön koko (joet ja järvet) sekä syvyys ja viipymä (järvet). Sisävesien tyyppien maantieteellinen jakautuminen on esitetty kuvissa 2 ja 3. Perämereen laskevien jokien valuma-alueet ovat pääosin turvemaata ja Suomenlahteen laskevien jokien puolestaan savimaata (Kuva 2). Lapissa, Kuusamossa sekä Etelä-Suomen suurten järvien alueella jokien valuma-alueet ovat pääosin kivennäismaata. Järvityypeistä selkeimmin kartalla (Kuva 3) erottuvat suuret humusjärvet ja vähähumuksiset järvet. Runsasravinteisia järviä on Iisalmen reitillä ja Etelä-Suomen savimailla.

Rannikkovesien keskeisimpiä tyypittelytekijöitä ovat veden suolapitoisuus, aallokon vaikutus, jäätalven pituus, veden syvyys ja veden sekoittumisolot (Kuva 4).

Suomen jokivesimuodostumien tyypit

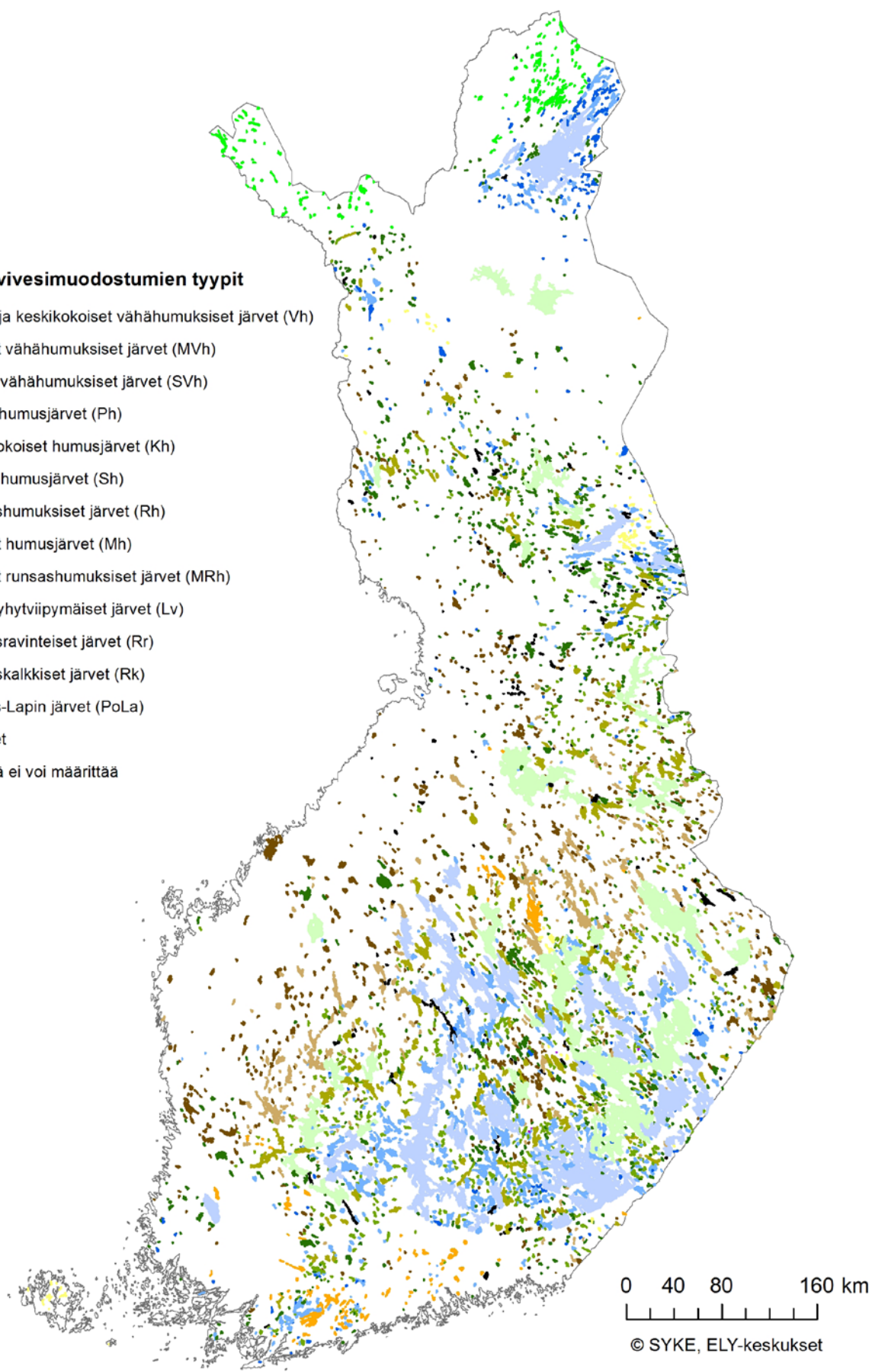
- Purot
- Pienet turvemaiden joet
- Pienet kangasmaiden joet
- Pienet savimaiden joet
- Keskisuuret turvemaiden joet
- Keskisuuret kangasmaiden joet
- Keskisuuret savimaiden joet
- Suuret turvemaiden joet
- Suuret kangasmaiden joet
- Suuret savimaiden joet
- Erittäin suuret turvemaiden joet
- Erittäin suuret kangasmaiden joet
- Pienet kangasmaiden joet - PoLa
- Keskisuuret turvemaiden joet - PoLa
- Keskisuuret kangasmaiden joet - PoLa
- Suuret turvemaiden joet - PoLa
- Suuret kangasmaiden joet - PoLa
- Erittäin suuret kangasmaiden joet - PoLa
- Tyyppiä ei voi määrittää



Kuva 2. Suomen jokivesimuodostumien tyypittely.

Suomen järvesimuodostumien tyypit

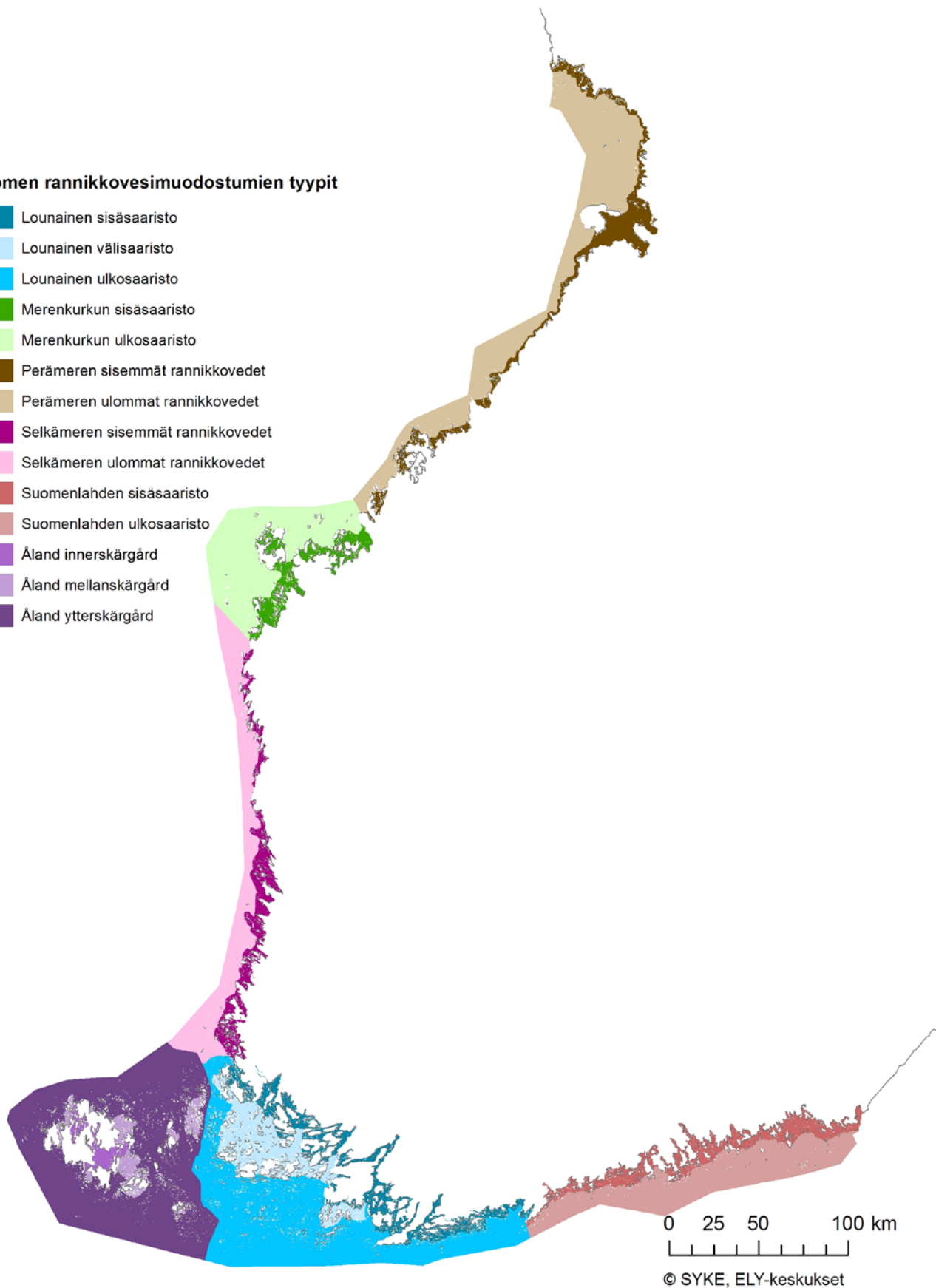
- Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet (Vh)
- Matalat vähähumuksiset järvet (MVh)
- Suuret vähähumuksiset järvet (SVh)
- Pienet humusjärvet (Ph)
- Keskikokoiset humusjärvet (Kh)
- Suuret humusjärvet (Sh)
- Runsashumuksiset järvet (Rh)
- Matalat humusjärvet (Mh)
- Matalat runsashumuksiset järvet (MRh)
- Hyvin lyhytviipymäiset järvet (Lv)
- Runsasravinteiset järvet (Rr)
- Runsaskalkkiset järvet (Rk)
- Pohjois-Lapin järvet (PoLa)
- Lammet
- Tyyppeä ei voi määrittää



Kuva 3. Suomen järvesimuodostumien tyypittely.

Suomen rannikkovesimuodostumien tyypit

- Lounainen sisäsaaristo
- Lounainen välisaaristo
- Lounainen ulkosaaristo
- Merenkurkun sisäsaaristo
- Merenkurkun ulkosaaristo
- Perämeren sisemmät rannikkovedet
- Perämeren ulommat rannikkovedet
- Selkämeren sisemmät rannikkovedet
- Selkämeren ulommat rannikkovedet
- Suomenlahden sisäsaaristo
- Suomenlahden ulkosaaristo
- Åland innerskärgård
- Åland mellanskärgård
- Åland ytterskärgård



Kuva 4. Suomen rannikkovesimuodostumien tyypittely. Nykyinen voimassa oleva tyypittely poikkeaa Suomenlahden osalta alun perin ehdolla olleesta tyypittelyjaosta (vrt. Kangas ym. 2003).

Vesimuodostumien tilaluokittelu

Vesien tilaa arvioidaan ja luokitellaan ihmisten toiminnan aiheuttaman muutoksen perusteella. Pintavesimuodostumien tila perustuu ekologiseen ja kemialliseen tilaan sen mukaan kumpi niistä on huonompi.

Ekologisen tilan luokittelu on viisiportainen (erinomainen, hyvä, tyydyttävä, välttävä ja huono) (Kuva 5). Tilaa mitataan poikkeamana vertailuarvoista, jotka edustavat erinomaisen ekologisen tilan luokkaa, missä on enintään hyvin vähän ihmistoiminnasta johtuvia muutoksia (ks. kappale 2.2). Kemiallisen tilan luokittelu on kaksiportainen: tila voi olla joko hyvä tai sitä huonompi (ks. kappale 9). Keinotekoiset tai voimakkaasti muutetut vesimuodostumat (ks. kappaleet 1.6 ja 8) luokitellaan hyvään, tyydyttävään, välttävään tai huonoon saavutettavissa olevaan ekologiseen tilaan.

	Joet	Järvet	Rannikkovedet
Kasviplankton		✓	✓
Vesikasvit		✓	✓
Piilevät	✓	✓	
Pohjaeläimet	✓	✓	✓
Kalat	✓	✓	
Fysikaalis-kemialliset tekijät	✓	✓	✓
Hydrologis-morfologiset tekijät	✓	✓	✓

Ekologisen tilan perusteella pintavedet jaetaan viiteen tilaluokkaan ja ne merkitään oikein värikoodein.

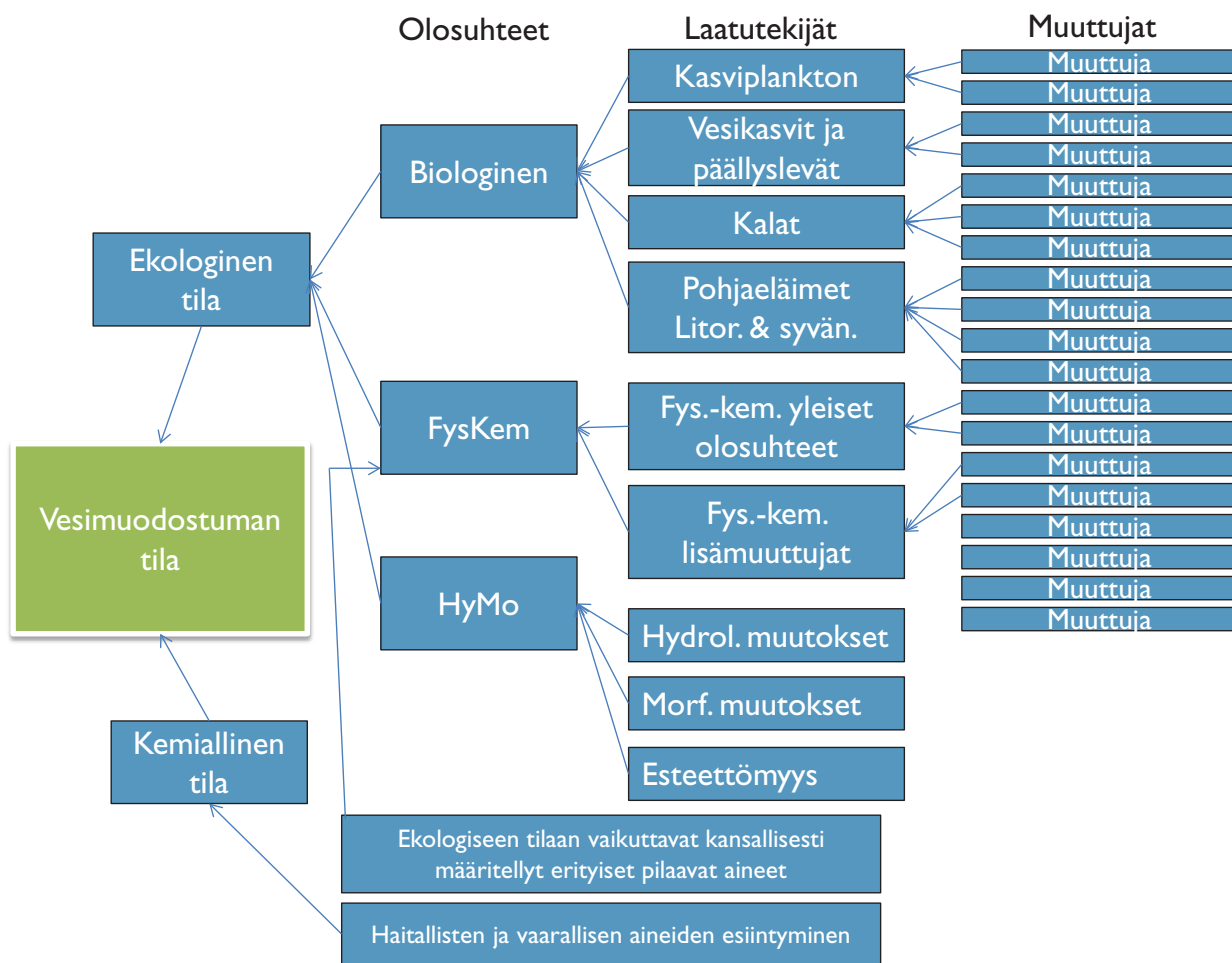
● Erinomainen
 ● Hyvä
 ● Tyydyttävä
 ● Välttävä
 ● Huono

Kuva 5. Ekologisen tilan luokittelu.

Tilaluokittelun laatutekijät

Pintavesien ekologinen tila tulee luokitella ensisijaisesti biologisten laatutekijöiden avulla. Tekijöitä ovat kasviplankton, päällyksyvät (piilevät), makrolevät, muu vesikasvillisuus, pohjaeläimistö ja kalasto (Kuva 5, Kuva 6). Vesipuitelidirektiivin (VPD) liitteen V sanallisissa määritelmässä määritetään ne asiat (esim. taksonikoostumus, runsaussuhteet), jotka kuvaavat laatutekijöiden tilan ja joita numeerisesti mitataan tilan arviointiin kehitetyillä luokittelumuuttujilla. Muuttujien määrä vaihtelee laatutekijöittäin ja sanallisten määritelmien tulkinnasta riippuen. Laatutekijöille käytettävät luokittelumuuttujat on kuvattu kappaleissa 5 (joet), 6 (järvet) ja 7 (rannikko).

Ekologisen tilan luokittelussa otetaan lisäksi huomioon biologisia laatutekijöitä tukevat hydrologis-morfologiset ja fysikaalis-kemialliset tekijät (Kuva 6). Ne ovat vesistöjen luontaisia tekijöitä, jotka tyypillisesti muuttuvat ihmistoiminnan seurauksena, jolloin biologinen tila heikentyy. Hydrologis-morfologisia tekijöitä ovat esimerkiksi virtausolot, jokien esteettömyys, pohjan ja rantavyöhykkeen rakenne ja yhteys pohjaveteen. Fysikaalis-kemiallisia tekijöitä ovat puolestaan mm. näkösyvyys,



Kuva 6. Vesimuodostumien tilan luokittelun olosuhteet, laatutekijät ja muuttujat. HyMo= hydrologis-morfologiset olosuhteet, FysKem= fysikaalis-kemialliset olosuhteet, Litor.= litoraali, syvän. = syväne.

lämpö- ja happiolot, suolaisuus ja ravinneolot. Ekologisen tilan luokittelussa otetaan lisäksi huomioon kansallisesti määritellyt vesiympäristölle haitalliset aineet (ks. kappale 2.6).

Pintavesien kemiallinen tila luokitellaan sellaisten EU:ssa tunnistettujen vaarallisten ja haitallisten prioriteettiaineiden perusteella, joille on asetettu laatunormit (pitoisuudet) ja jotka määrittävät Suomessa vaarallisten aineiden asetuksessa (ks. kappale 9). Kemiallinen tila on huono, jos yksikin prioriteettiaine ylittää laatunormin salliman pitoisuuden. Pitoisuusnormit määritetään pääasiassa vesipitoisuutena, mutta joidenkin aineiden (esimerkiksi elohopea) kohdalla normi on asetettu kalan (ahven) sisältämälle pitoisuudelle.

1.6

Keinotekoiset tai voimakkaasti muutetut vesimuodostumat

Oman erityisryhmänsä vesienhoidossa muodostavat keinotekoiset tai voimakkaasti muutetut vesimuodostumat (KeVoMu), jotka on käsitelty kappaleessa 8.

KeVoMu-vedeksi voidaan nimetä vesimuodostuma, jonka ekologinen tila on huonompi kuin hyvä hydrologisten, morfologisten tai esteellisyysolosuhteiden vuoksi, eikä hyvää tilaa voida saavuttaa aiheuttamatta merkittävää haittaa vesistön tärkeäl-

le käyttömuodolle. Toisin sanoen, nykyisen hydromorfologisen muuttuneisuuden ohella nimeämiseen vaikuttaa se, kuinka paljon vesienhoitotoimenpiteitä voidaan tehdä aiheuttamatta merkittäviä haitallisia vaikutuksia ympäristölle tai merkittäville toiminnoille, kuten esimerkiksi vesivoiman tuotannolle, vesistön säännöstelylle tai tulvariskien hallinnalle.

Keinotekoisiksi nimetään vesimuodostumat, jotka on rakennettu pääosin maa-alueelle. Edellytyksenä nimeämiselle on lisäksi se, ettei vesimuodostuman keinotekoisista tai muutetuista ominaispiirteistä johtuvaa hyötyä voida teknisten tai taloudellisten syiden vuoksi kohtuudella saavuttaa muilla ympäristön kannalta merkittävästi paremmilla keinoilla.

Suomessa nimettiin 2. kaudella voimakkaasti muutetuiksi 133 vesimuodostumaa ja keinotekoisiksi 35. Puolet näistä on jokivesiä, ja syynä nimeämiseen on usein jonkinlainen nousueste tai uoman muutos. Toisessa puolessa kyse on useimmiten säännöstellyistä järvistä tai tekoaltaista ja rannikolla satamista tai raakavesialtaista.

KeVoMu-vesiksi nimettyjen pintavesimuodostumien tilatavoite määritellään kullekin vesimuodostumalle sen parhaan saavutettavissa olevan ekologisen tilan kautta (ks. kappale 8). Tilatavoite on hyvä saavutettavissa oleva ekologinen tila.

2 Ekologisen tilan luokittelun yleisperiaatteet

Jukka Aroviita, Sari Mitikka ja Kari-Matti Vuori

Tähän oppaaseen on koottu yhteen kaikki keskeiset 1. ja 2. kauden tilaluokittelun ohjeistukset (Vuori ym. 2009, Aroviita ym. 2012), jotka on täydennetty ja päivitetty niiltä osin, kuin ne ovat käytössä 3. kaudella.

2.1

Luokittelun muutokset ja kehitystyö

Kaikilla kolmella luokittelukaudella luokittelun yleisperiaatteet ovat säilyneet ennallaan. Tämä koskee periaatteita ekologisen tilan luokittelumuuttujien, aineistojen edustavuuden ja yleistettävyyden sekä ihmistoimintaa kuvaavien paineiden yhdennettyyn tarkasteluun perustuvasta ekologisen tilaluokan määräytymisestä. Samoin pääsääntöisesti ovat ennallaan pysyneet vertailuarvojen, ekologisten laatusuhteiden ja luokkarajojen asettamisen yleiset menettelytavat sekä ohjeistukset laskennallisten luokittelutulosten kriittisestä tarkastelusta luokan lopullista arviointia varten.

Luokkarajoja on tarkistettu eri kausien välillä ottaen huomioon ekologisen tilan arvioinnin tutkimus- ja kehitystyö, uudet seuranta-aineistot, biologisten laatutekijöiden EU:n interkalibroinnin (IC) tulokset, sekä kansallinen VPD/MSD harmonisointi:

- Vuonna 2008 valmistunut ensimmäinen vesien ekologisen luokittelu tehtiin monin osin puutteellisilla biologisilla aineistoilla ja alustavilla kriteereillä (vertailuarvot ja luokkarajat), mikä tuotiin selvästi esille myös vesienhoitosuunnitelmien kuulemisessa (Vuori ym. 2009). Luokittelumuuttujat vertailu- ja raja-arvoineen olivat uusia ja niiden soveltamiseen liittyvä tutkimus alkuvaiheissaan. Ekologisen tilan luokittelun ja seurannan kehitystarve oli ilmeinen myös muissa EU-maissa.
- Vesienhoidon 2. luokittelua varten kriteereitä tarkennettiin ja luokittelutekijöitä lisättiin (Aroviita ym. 2012). Vuosina 2008–2017 oli myös käynnissä vesipolitiikan puitedirektiivin (VPD) mukainen jäsenvaltioiden biologisten laatutekijöiden luokittelumenetelmien yhtenäistäminen eli interkalibrointi (Euroopan yhteisö 2013, 2018), joka osaltaan vaikutti luokittelun kriteereihin. Vuonna 2011 luokittelun kehittämisessä huomioitiin myös meristrategiadirektiivin (MSD) vaatimukset merialueiden hyvän tilan määrittelemiseksi.
- Vesienhoidon 3. luokittelua varten kriteerit pysyivät pääsääntöisesti ennallaan. Hydrologis-morfologisen muuttuneisuuden tilaluokittelua ohjeistettiin käytettäväksi aikaisempaa vahvemmin ekologisen luokittelun tukena. Rannikkovesissä se sovitettiin yhteen merenhoidossa käytettyjen, merenpohjan fyysistä muuttuneisuutta ja koskemattomuutta kuvaavien arviointimenetelmien kanssa. Kolmannelle luokittelukaudelle kehitettiin erityisesti tiedon hallintaa ja tulosten keskitettyä laskentaa.

Luokittelujärjestelmän kehitystarve säilyy myös jatkossa.

Vertailuolujen määrittely

Vesien tilan luokittelu perustuu arvioon siitä, kuinka paljon ihmisen toiminta on heikentänyt laatutekijöiden tilaa. Tilan arviointijärjestelmää varten pintavesimuodostumille on määritetty ns. *”tyypille ominaiset hydrologis-morfologiset ja fysikaalis-kemialliset olot”* ja *”tyypille ominaiset biologiset vertailuolot”*. Nämä määrittelevät erinomaisen ekologisen tilan luokan, jossa saa olla enintään hyvin vähän ihmistoiminnasta johtuvia muutoksia verrattuna häiriintymättömiin vertailuoloihin.

Tyypille ominaisten olojen ja tyypille ominaisten biologisten vertailuolujen määrittely voi VPD:n mukaan perustua joko vertailualueisiin tai mallintamiseen, tai näiden menetelmien yhdistelmään. Vesimuodostumien tyypittelyn käyttö vertailuolujen määrittelyssä ei ole pakollista, mutta muulla sovellettavalla menetelmällä on saavutettava riittävä vertailuarvojen luotettavuustaso. Jos näitä menetelmiä ei voida käyttää, voidaan niiden sijaan käyttää myös asiantuntijoiden arvioita olojen määrittelemiseksi. Käytännössä Suomessa on käytetty kaikkia kolmea menetelmää. Yleisin on ollut vertailualueisiin tai historiallisiin tietoihin (ihmisen toiminnan vähiten muuttamiin vertailupaikkoihin tai -aineistoihin) ja niiden tyypittelyyn perustuva menetelmä. Mallinnusta on käytetty vertailuolujen määrittelyssä vain vähän, vaikka se yleensä olisi tarkin menetelmä (ks. esim. Aroviita ym. 2009, Hering ym. 2010).

Pintavesien ekologisen tilan luokittelujärjestelmän kehittämistyön ja muuttujien valinnan lähtökohtina ovat olleet seuraavat yleisperiaatteet:

- 1) luokittelussa käytettävien muuttujien tulee kyetä mahdollisimman luotettavasti ilmentämään ihmistoiminnasta aiheutuvia vaikutuksia,
- 2) muuttujien luontainen vaihtelu on riittävän hyvin tunnettua ja hallittavissa siten, että luotettavien vertailuarvojen määrittely on mahdollista, ja
- 3) luokittelumuuttujien avulla voidaan arvioida haitallisten muutosten äärevyyttä.

Vertailuolujen kuvaamiseen käytetään luokittelumuuttujille määriteltyjä vertailuarvoja. Vertailuarvojen laskentatavat määriteltiin 1. luokittelukaudelle. Luokittelun laskennalliset kriteerit (vertailuarvot ja luokkarajat) perustuvat pääsääntöisesti ihmistoiminnan vähiten vaikuttamien vertailupaikkojen aineistoihin (Liite 1). Vertailuarvon laskennassa käytetty havaintojoukko on muodostettu kullakin laatutekijällä sen luokittelumenetelmässä käytetyn tyyppijaon tai mallinnuksen perusteella.

Luokittelumuuttujien vertailuarvona on käytetty pääasiassa havainnoista lasketua mediaania tai keskiarvoa, mikäli käytettävissä on riittävästi laadukkaita (ei merkittävää kuormitusta tai hydromorfologisia muutoksia) vertailupaikkoja. Jos ”hyviä” luonnontilaisia vertailupaikkoja on ollut niukasti, on vertailuarvona voitu käyttää parhaiden jäljellä olevien, vain vähäisessä määrin muutettujen paikkojen havainnoista laskettua jakauman tunnuslukua. Sisävesissä tunnusluku on valittu siten, että se edustaa havaintojen parhaimmistoa. Niiden muuttujien osalta, joiden arvot laskevat kuormituksen ja muun ihmistoiminnan seurauksena, on usein käytetty 75. prosenttipisteen arvoa (aineiston jakauman yläkvartiili). Vastaavasti ihmistoiminnan nostaessa muuttujan arvoja (esim. a-klorofylli ja kasviplanktonin biomassa) on vastaavasti käytetty esimerkiksi 25. prosenttipisteen arvoa (aineiston jakauman alakvartiili). Mikäli kunnollisia vertailupaikkoja tai vain vähän muutettuja paikkoja ei ole tai mikäli havaintoaineisto on ollut puutteellinen, on vertailuarvojen määrittelyssä voitu käyttää historiallisia tai paleolimnologisia aineistoja ja asiantuntija-arvioita.

Rannikkovesissä tunnusluvut on laskettu eri tavalla, koska varsinaisia vertailupaikkoja Itämeressä ei ole enää saatavilla. Suomen rannikkovesissä kasviplanktonin a-klorofyllin vertailuarvot perustuvat joko empiiristen mallien avulla saatuihin kes-



Kuva: Jukka Aroviita

kimääräisiin tuloksiin tai sisempien rannikkotyyppien osalta nykyisen pitoisuudatan 5. prosenttipisteen arvoihin (jakauman alakvartiili).

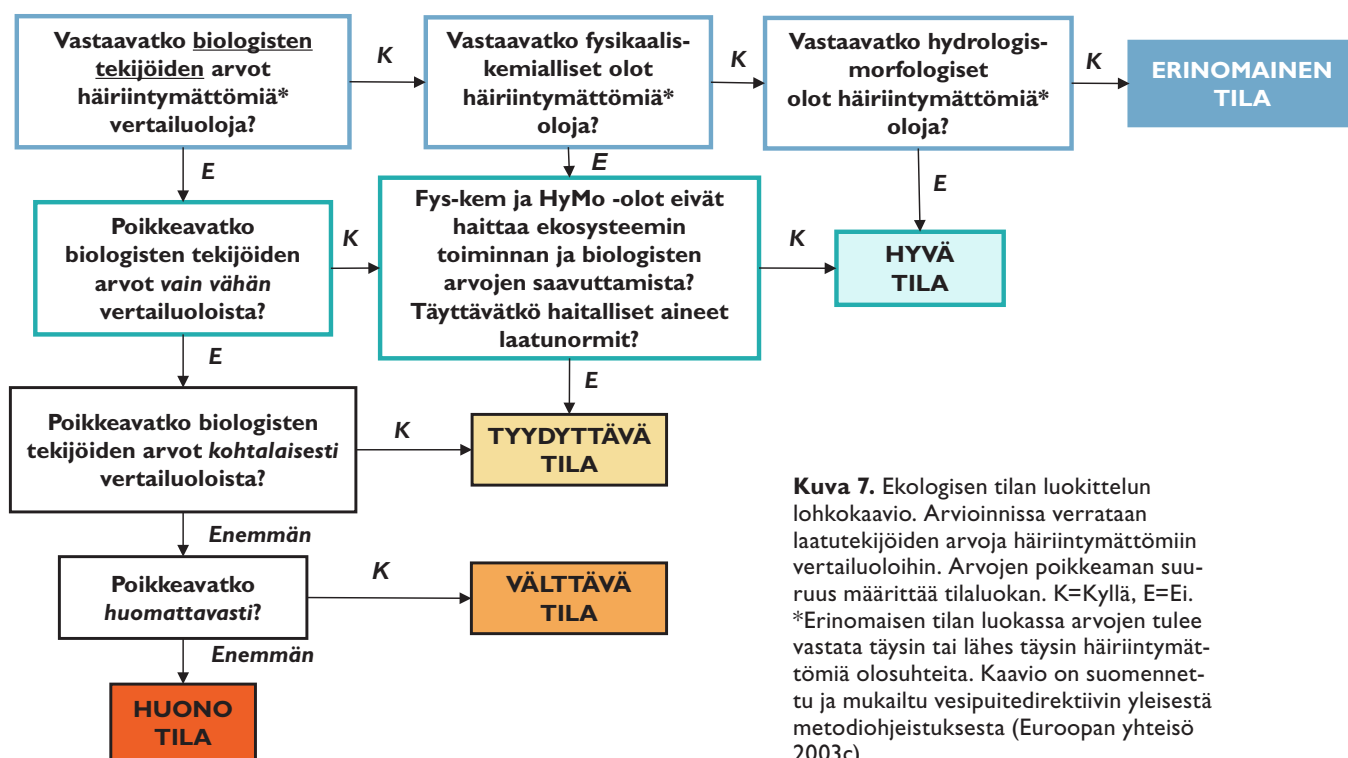
Toiselle luokittelukaudelle vertailuaineistoja kertyi sisävesissä enemmän ns. perusseurannasta. Näin ollen myös vertailuaineistoihin perustuvat vertailuarvot ja luokkarajat täsmentyivät useimmilla muuttujilla ja mahdollistivat ekologisen tilan tarkemman arvioinnin. Useassa tapauksessa (tyypissä ja laatutekijässä) vertailuolot perustuvat kuitenkin edelleen 3. kaudella varsin suppeisiin aineistoihin. Jatkossa tulisi edelleen pyrkiä tarkempaan vertailuolojen määrittelyyn. Myös ilmastonmuutoksen vaikutus tulee jatkossa huomioida. Ilmasto-olojen muuttumisen takia eliöyhteisöjen koostumus saattaa muuttua, joten vertailuolojen määrittelyä tulee päivittää.

2.3

Ekologisen tilan luokat

Vesimuodostumien tila arvioidaan ja luokitellaan ihmisten toiminnan aiheuttaman muutoksen voimakkuuden perusteella (Kuva 7). Vesienhoitoasetus ja VPDn liite V määrittelevät sanallisesti, millaisia ekologisen tilan muutoksia eri tilaluokissa saa ja tulee olla:

- **Erinomaisen** ekologisen tilan luokassa fysikaalis-kemiallisten, hydrologis-morfologisten ja biologisten laatutekijöiden arvoissa on enintään hyvin vähän ihmistoiminnasta johtuvia muutoksia verrattuna niihin arvoihin (vertailuarvot), jotka tavallisesti liitetään kyseisen pintavesimuodostumatyyppin häiriintymättömiin oloihin (vertailuolot). Yllä kuvatut vertailuolot siis määrittelevät erinomaisen tilan.



- **Hyvän** ekologisen tilan luokassa biologisten laatuindikaattorien arvoissa on merkkejä ihmistoiminnasta johtuvista vähäisistä muutoksista, mutta ne saavat erota ainoastaan vähän vertailuarvoista. Fysikaalis-kemialliset laatuindikaattorit eivät ylitä tasoja, jotka varmistavat biologisten laatuindikaattorien hyvän tilan saavuttamisen. Hydrologis-morfologiset olot eivät haittaa biologisten laatuindikaattorien hyvän tilan saavuttamista.
- **Tyydyttävän** ekologisen tilan luokassa biologisten laatuindikaattorien arvot eroavat kohtalaisesti vertailuarvoista. Arvot osoittavat kohtalaisesti ihmistoiminnasta johtuvia muutoksia, ja ovat muuttuneet selvästi enemmän kuin hyvää tilaa vastaavissa olosuhteissa. Fysikaalis-kemialliset ja hydrologis-morfologiset olot eivät haittaa biologisten laatuindikaattorien arvojen saavuttamista.
- **Välttävän** ekologisen tilan luokassa ilmenee suurehkoja muutoksia kyseisen pintavesimuodostumatyyppin biologisten laatuindikaattorien arvoissa. Eliöyhteisöt eroavat merkittävästi häiriintymättömissä olosuhteissa olevista eliöyhteisöistä ko. pintavesimuodostumatyyppissä.
- **Huonon** ekologisen tilan luokassa ilmenee vakavia muutoksia biologisten laatuindikaattorien arvoissa ja luokassa puuttuu suuri osa eliöyhteisöistä, jotka tavallisesti liitetään ko. pintavesimuodostumatyyppiin häiriintymättömissä olosuhteissa.

Luokkarajojen asettaminen

Kansallisen luokittelujärjestelmän kehitystyössä luokittelumuuttujien *erinomaisen ja hyvän tilan luokan välinen raja* (E/Hy) on määritetty yleensä tilastollisen jakauman ja asiantuntija-arvioinnin avulla. Raja-arvoa vastaavan muuttujan arvon ala- tai yläpuolella muuttujan voidaan katsoa vaihtuvan VPD:n ja vesienhoitoasetuksen tarkoittamalla tavalla hyvään tilaan, ilmentäen *vähäistä poikkeamaa luonnontilasta*. Koska aineistoissa on luontaista vaihtelua, E/Hy:n raja-arvona on usein käytetty vertailupaikkojen aineistojen 25. prosenttipisteen arvoa.

E/Hy-ajan alapuolella olevat arvot on jaettu edelleen tarkemmin neljään tilaluokkaan siten, että raja-arvojen kohdalla *muuttujan poikkeaman vertailuarvoista* on tulkittu vaihtuvan *kohtalaiseksi* (Hyvä/Tyydyttävä, Hy/T), *suurehkoksi* (Tyydyttävä/Välttävä, T/V) tai *vakavaksi* (Välttävä/Huono, V/Hu). Luokkarajat on asetettu joko tasavälisesti tai muulla tavoin. Tasaväliset luokkarajat tulevat kyseeseen lähinnä silloin, kun luokittelumuuttujan arvot laskevat/nousevat jokseenkin lineaarisesti ja tasaisesti rehevöitymistä tai muuta ihmistoimintaa kuvaavan muuttujan gradientilla. Milloin muuttujan vaste ihmistoiminnan aiheuttamille muutoksille on ei-lineaarinen tai aineisto ekologisen tilan gradientin osalta puutteellinen, luokkarajat Hy/T, T/V ja V/Hu on voitu asettaa muuttujien olosuhdemuutosta kuvaavalla tavalla tai asiantuntija-arviona.

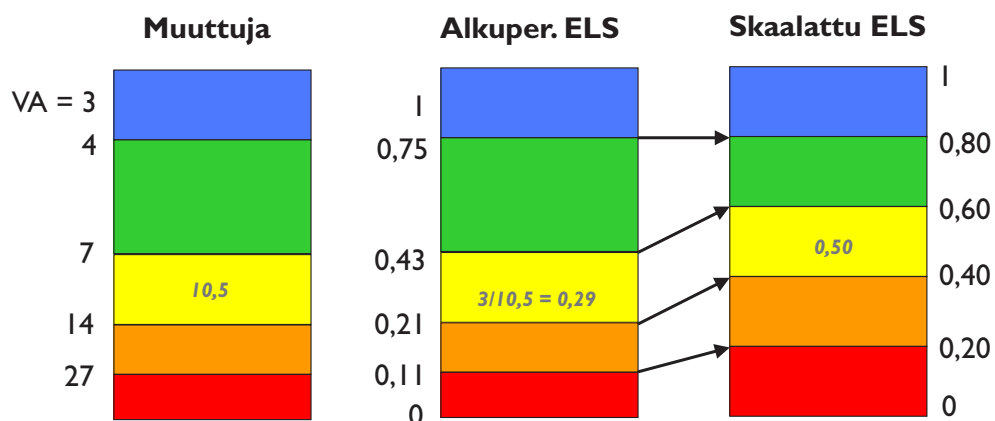
Rannikkovesissä luokkarajat on määritetty eri tavalla kuin sisävesillä, koska vertailupaikkoja ei ole saatavilla, eikä luokkarajojen määrittäminen näin ollen voi perustua vertailupaikkojen havaintojen jakaumaan. Erinomaisen ja hyvän (E/Hy) ja hyvän ja tyydyttävän (Hy/T) välisen rajan arviointi perustuu Suomen, Ruotsin ja Viron yhteisiin interkalibrointituloksiin (Euroopan yhteisö 2018), jotka on tehty yhteisillä interkalibrointityypeillä (ks. Liite 4.4C). Tulokset on suhteutettu kansallisten rannikkotyyppien luokkarajoihin.

Kappaleissa 5–7 on kuvattu ekologisen tilan luokittelun menetelmät ja luokkarajojen asettaminen laatutekijäkohtaisesti. Liitteissä on esitetty ekologisen tilan biologisten laatutekijöiden vertailuarvot ja luokkarajat. Biologisten laatutekijöiden luokkarajoissa on huomioitu eurooppalaisen interkalibroinnin tulokset, joissa on määritetty kunkin biologisen laatutekijän E/Hy ja Hy/T luokkarajat (Euroopan yhteisö 2018; ks. myös Liite 4.4).

Ekologiset laatusuhteet

Seurantajärjestelmien vertailtavuuden varmistamiseksi biologisten tekijöiden luokittelumuuttujien tulokset ilmoitetaan ekologisena laatusuhteena (ELS). ELS lasketaan joko jakamalla havaitut arvot vertailuuloja kuvaavalla vertailuarvolla (kun vesien tilan heikkeneminen laskee muuttujien arvoja, esim. tyyppiominaisten lajien esiintyminen) tai jakamalla vertailuarvo havaituilla arvoilla (kun tilan heikkeneminen nostaa laatutekijän arvoja, esim. *a*-klorofylli ja kasviplanktonin biomassa). ELS ilmaistaan numeroarvona välillä 0–1, jolloin erinomaista ekologista tilaa kuvaavat arvot ovat lähellä yhtä ja huonoa ekologista tilaa kuvaavat arvot lähellä nollaa.

Luokittelutyötä varten lasketaan biologisten laatutekijöiden havainnoista yhteismitallistetut ELS-arvot, jotta voidaan laskennallisesti yhdistää ja vertailla laatutekijöiden ja eri vesimuodostumien tuloksia. Yhteismitallistaminen on tehty joko pisteyttämällä (1. luokittelukausi) tai skaalaamalla (2. ja 3. kausi, ks. Liite 2) alkuperäisten muuttujien arvot.



Kuva 8. Ekologisten laatusuhteiden laskenta ja niiden yhteismitallistaminen. Vasemmalla puolella on kuvattu muuttujan alkuperäisten arvojen luokkarajat, keskellä alkuperäisen ELS-arvon asteikko (tässä vertailuarvo/havaittu arvo) ja oikealla puolella lineaarisesti skaalaamalla yhteismitallistettujen ELS-arvojen rajat. VA = vertailuarvo. Esimerkissä on a-klorofyllin luokkarajat vähähumuksisten järvien tyypistä. Kuvaan on merkitty tyydyttävän luokan keskellä sijaitseva esimerkkipitoisuus (a-klorofylli = 10,5 µg/l), jonka alkuperäinen ELS- arvo on 0,29. Vastaava skaalattu ELS-arvo on 0,50 ja se sijaitsee luokan tyydyttävä luokkarajojen 0,40 ja 0,60 välisellä alueella. Skaalatun ELS-arvon luokkakohtaiset laskentakaavat ovat Liitteessä 2. Skaalatusta ELS-arvosta on siis suoraan tulkittavissa mitä luokkaa se edustaa ja kuinka kaukana havainto luokkarajoista on.

Ensimmäisessä luokittelussa käytettiin ELS:ien pisteytysjärjestelmää. Se kuitenkin hukkasi jonkin verran informaatiota ja kadotti laskennallisen tila-arvion jatkuvuuden. Toisella ja kolmannella suunnittelukaudella muuttujat yhteismitallistettiin lineaariskaalauksella niin, että kunkin luokittelumuuttujan

- erinomaisen ja hyvän luokan raja-arvo kiinnitettiin skaalattuun ELS-arvoon 0,8;
- hyvän ja tyydyttävän luokan raja skaalattuun ELS-arvoon 0,6;
- tyydyttävän ja välttävän luokan raja skaalattuun ELS-arvoon 0,4; ja
- välttävän ja huonon luokan raja skaalattuun ELS-arvoon 0,2.
- Huonon luokan alaraja kiinnitettiin ELS-arvoon 0 (ks. Kuva 8 ja Liite 2).

Näiden luokkarajojen välissä sijaitsevat arvot skaalattiin vastaavasti niin, että niiden jatkuvuus ja sijainti suhteessa luokkarajoihin säilyi. Tämä alkuperäisten luokittelumuuttujien arvojen sijainnin huomioiminen suhteessa luokkarajoihin antaa realistisemmän kuvan yhdennetystä luokituksesta. Menettely tarkoittaa ekologisen tilan arviointia ja sitä on käytetty myös IC-työssä.

Toisella luokittelukaudella käytetyt, arvoja yksi suuremmat ELS-arvot saattoivat vääristää laskennallista biologista luokittelua, jos havaittu arvo oli erinomaisessa tilaluokassa ja selkeästi parempi kuin vertailuarvo (esim. alhaiset a-klorofyllin pitoisuudet Lapin järvissä, jotka saivat hyvin korkeita ELS-arvoja). Kolmannelle kaudelle näiden erinomaista tilaluokkaa osoittaneiden >1 ELS-arvot muutettiin arvoon yksi (1), jotta tilaluokan erinomainen luokka olisi yhtä ”leveä” muiden luokkien kanssa. Tämän avulla kukin laatutekijä ja luokka saavat saman painoarvon, kun luokittelutuloksia yhdistetään laskennallisesti.

Fysikaalis-kemialliset ja hydrologis-morfologiset tekijät

Veden laatua kuvaavat fysikaalis-kemialliset tekijät ja hydrologista ja morfologista (HyMo) muuttuneisuutta kuvaavat tekijät ovat biologisia laatutekijöitä tukevia suureita. Molempien muuttuneisuuden arvioimiseksi kehitettiin luokittelumenetelmät ja luokkarajat 1. luokittelukaudelle (kuvattu kappaleissa 5-7). Sitten ohjeistusta tukevien tekijöiden käyttöä luokittelussa on tarkennettu, mutta luokittelukriteereitä ei ole sen jälkeen päivitetty lukuun ottamatta matalien runsashumuksisten järvien ravinnerajoja.

Erinomaisen ekologisen tilan luokassa tukevissa tekijöissä saa olla enintään hyvin vähän ihmistoiminnasta johtuvia muutoksia (Kuva 7). Hyvän ekologisen tilan saavuttamisessa keskiössä on biologisten laatutekijöiden suhde fysikaalis-kemiallisten ja hydrologis-morfologisten oloihin. Hyvässä ekologisen tilan luokassa tukevien tekijöiden tulee mahdollistaa biologisten laatutekijöiden hyvän tilan arvojen saavuttaminen.

Hyvässä ekologisessa tilassa kansallisesti määriteltyjen vesiympäristölle haitallisten aineiden pitoisuus ei saa ylittää ympäristölaatu normia (pitoisuusrajaa, ks. Kuva 7). Jos yhdenkin aineen pitoisuus ylittää määritellyn laatu normin, on ekologinen tila hyvää huonompi (ts. enintään tyydyttävä). Aineet on annettu vaarallisten aineiden asetuksessa (ks. Liite 11.2). Aineita on 15 kpl, mutta joillekin niistä ei ole olemassa vahvistettua laatu normia. Kaikki muut aineet, eli aineet joita ei ole nimetty asetuksessa, huomioidaan niiden aiheuttamien biologisten vaikutusten kautta ekologisen tilan luokittelussa. Käytännössä luokittelussa kansallisen haitallisen aineen mitattujen pitoisuuden vuosikeskiarvoa verrataan aineen ympäristölaatu normiin.

Fysikaalis-kemiallisten tekijöiden ja hydrologisen sekä morfologisen muuttuneisuuden tilaluokat otetaan huomioon yhdennettyn tarkasteluun perustuvassa vesimuodostuman ekologisessa luokittelussa (ks. kappale 2.7.2). Tukevien tekijöiden rooli on erityisen suuri vesimuodostumissa mistä ei ole edustavaa tietoa biologisesta tilasta.

Tukevien tekijöiden numeeriset luokkarajat ovat alustavat ja niiden suhdetta biologisiin muuttujiin ja niiden mukaisiin ympäristötavoitteisiin ei monissa pintavesityypeissä vielä tunneta riittävän hyvin. Aihe vaatisi tutkimustyötä. Eurooppalaisessa vertailussa (Poikane ym. 2019) Suomen asettamat ravinnerajat sisävesille sijoittuvat selvästi matalampien pitoisuuksien joukkoon. Joidenkin maiden asettamat hyvän ja tyydyttävän luokan raja-arvot ravinteille vaikuttavat olevan liian korkeita, jotta ne olisivat sopusoinnussa biologisten indikaattorien vasteen kanssa. Merialueilla ravinteiden ja a-klorofyllin välinen riippuvuus on yleensä heikompi kuin järvissä, mikä osaltaan vaikeuttaa ympäristötavoitteiden saavuttamisen arviointia.

Hydrologis-morfologisen muuttuneisuuden arviota hyödynnetään paineiden arvioinnissa, EI-KeVoMu-vesien luokittelun tukevana muuttujana (ks. yhdennetty tarkastelu, kappale 2.7.2) sekä tehtäessä päätöstä, nimetäänkö vesimuodostuma voimakkaasti muutetuksi (ks. kappale 8). Hydrologinen ja morfologinen muuttuneisuus sekä esteellisyttä kuvaavat osatekijät arvioidaan viisiportaisella asteikolla (0–4, Ei muutosta–Erittäin suuri muutos) järvissä, joissa ja rannikkovesissä. Osatekijöiden muutospisteytyksessä ei ole tarkoitus orjallisesti noudattaa esitettyjä rajoja, vaan tarkoitus on niiden antamien suuntaviivojen puitteissa tehdä asiantuntija-arvio hydrologis-morfologisen muutoksen vaikutuksesta elinalueiden laatuun ja määrään ja arvio esteellisyden vaikutuksista. Kolmannelle luokittelukaudelle pienten virtavesien hydrologis-morfologisten muutosten arviointia ohjeistettiin tarkemmin (ks. kappale 5.6 ja Liite 5). Myös HyMo-muuttuneisuuden huomioimista ekologisen tilan luokan määrittämisessä tarkennettiin (ks. kappale 2.7.2).



Kuva: Esa Nikunen

2.7

Vesimuodostuman tila-arvion määräytyminen

2.7.1

Yleisperiaatteet

Tilan arvioinnin lopputulos on vesimuodostuman tilaluokka. Tilaluokan määräytymisessä on sovellettu jo 1. luokittelukaudelle määriteltyä yleisperiaatetta, jonka mukaan vesimuodostuman luokan määräytymisen tulee perustua luokittelumuutujien, aineistojen edustavuuden ja yleistettävyyden sekä ihmistoimintaa kuvaavien paineiden yhdennettyyn tarkasteluun.

VPD liitteen V mukaan vesimuodostuman ekologisen tilan luokittelun tulee vastata *”laatutekijöiden biologisten ja fysikaalis-kemiallisten seurantatulosten arvoista huonompaa”*. Yleisen VPD:n EU-tulkinnan mukaan ekologisen tilan luokka tulisi määräytyä heikoimmassa tilassa olevan laatutekijän mukaan (ns. one-out, all-out -periaate).

Suomessa periaatetta ei ole sovellettu vesimuodostuman tilaluokan määrittämisessä suoraan laskennallisesti seuranta-aineistosta, vaan tila-arviossa on sovellettu ns. yhdennettyä tarkastelua (ks. alla).

Vuoden 2015 EU:n tuomioistuimen Weser-tuomion (C-461/13) myötä yksittäisten hankkeiden lupaharkinnassa heikentämiskieltoa tulee arvioida laatutekijöittäin. Oikeusasteissa yhden laatutekijän merkitys nousee vesimuodostuman tilan kokonaisarviota merkittävämmäksi (Belinskij ym. 2018). Vesienhoitosuunnitelmat ja vesienhoitotyön ympäristötavoitteet ovatkin olleet viime vuosina enenevässä määrin esillä kansallisissa oikeus- ja ratkaisukäytännöissä.

2.7.2

Yhdennetty tarkastelu

Aineistoihin perustuvien laskennallisten luokitustulosten ei ole katsottu voivan kaikissa tapauksissa edustaa koko vesimuodostumaa ilman laajempaa vaikutusarviointia. Aineistojen vähäisyyden, luonnossa aina esiintyvän suuren vaihtelun sekä kriteeristön puutteellisuuden vuoksi päätös ekologisesta luokasta on tehtävä monipuoliseen harkintaan perustuen. Laskennallisten, seuranta-aineistoihin perustuvien luokittelutulosten luotettavuuteen ja edustavuuteen liittyy useita näkökohtia:

- Koska luokiteltavia vesiä on tuhansia, läheskään kaikista ei ole kattaviin seuranta-aineistoihin perustuvia edustavia ekologisen tilan arvioita. Usein käytännön luokittelutyössä aineistoa on vain osasta laatutekijöitä tai vain vedenlaadusta, hydro-morfologisesta muuttuneisuudesta ja paineista.
- Seurantatuloksiin perustuva luokitteluaineisto edustaa usein vain tiettyä näytteenottopaikkaa ja -aikaa:
 - o Esimerkiksi jokivesissä yksittäiseen perkaamattomana säilyneeseen koskipaikkaan perustuva luokittelutulos ”hyvä” ei välttämättä ole uskottava koko vesimuodostuman kannalta, mikäli hydro-morfologiset paineet ja kuormituksen taso osoittavat huomattavia ihmistoiminnasta aiheutuneita muutoksia valtaosassa jokimuodostumaa.
- Seurantatuloksiin perustuva luokitteluaineisto ei edusta kaikkia vesimuodostumaan kohdistuvien paineiden vaikutuksia:
 - o Esimerkiksi vedenkorkeudeltaan säännöstellyssä järvessä seuranta-aineistoa voi olla vain ulapalta, vaikka säännöstelyn tiedetään heikentävän rantavyöhykkeen tilaa.
 - o Luokittelumuuttujat kuvaavat rehevöitymisen vaikutuksia (esim. kasviplankton) tai ne on kalibroitu kuvaamaan rehevöitymistä, jolloin muiden paineiden vaikutukset voivat jäädä havaitsematta.
- Seuranta-aineistoon voi liittyä virhelähteitä.
- Tyypittelyjärjestelmä tai tilaluokittelussa muulla tavoin määritellyt kriteerit eivät aina sovellu sellaisenaan yksiselitteisesti luokiteltavaan vesimuodostumaan. Luokittelujärjestelmässä on edelleen kehitystarvetta, eivätkä kaikkien laatutekijöiden luokittelumenetelmät ilmennä ihmistoiminnan aiheuttamia ekologisia muutoksia riittävällä tarkkuudella.

Näiden seikkojen vuoksi on kansallisessa luokittelutyössä erotettu vesimuodostumakohtaiset käsitteet laskennallinen luokka, arvioitu luokka ja ekologisen tilan luokka, joita sovelletaan tilaluokan määrittämisessä:

- **Laskennallisella luokalla** tarkoitetaan luokittelumuuttujien raja-arvotaulukoiden perusteella määritettyä, luokituskauden seuranta-aineistosta laskettua joko laatutekijäkohtaista (esim. kasviplankton) tai olosuhdekohtaista (biologiset tekijät, fysikaalis-kemialliset tekijät) luokitustulosta (Kuva 6). Laskennallisessa luokituksessa:

- o Biologisten tekijöiden luokitustulokset esitetään skaalattuna ELS-arvona ja sitä vastaavana tilaluokkana.
 - o Kunkin laatutekijän laskennallinen tilaluokka määräytyy muuttujien skaalattujen ELS:ien keskiarvona (järvien kasviplanktonilla mediaani).
 - o Järvien vesikasvit ja päälylslevät sekä järvien syvännepohjaeläimet ja litoraalipohjaeläimet ovat molemmat yksi laatutekijä. Jos seurantatietoa on ollut molemmista ko. osalaatutekijöistä, on laatutekijän laskennallinen tila määräytynyt huonommassa tilassa (alhaisempi skaalattu ELS) olevan osalaatutekijän perusteella.
 - o Useisiin biologisiin laatutekijöihin perustuva vesimuodostuman laskennallinen biologinen tila (ns. biologiset olosuhteet) on määräytynyt laatutekijöiden ELSien keskiarvona.
- **Arvioidulla luokalla** tarkoitetaan arviota vesimuodostuman todellisesta tilaluokasta. Arvioitu luokitus:
 - o Perustuu asiantuntija-arvioihin seuranta-aineiston laskennallisten luokittelutuloksen luotettavuudesta ja ajallisesta ja paikallisesta edustavuudesta suhteessa koko vesimuodostumaan kohdistuviin paineisiin ja muuttavan toiminnan laatuun ja määrään.
 - o Myös muun tilaa indikoivan aineiston tuki voidaan huomioida.
 - o Voidaan määritellä sekä laatutekijä- että olosuhdetasolle.
 - **Ekologisen tilan luokalla** tarkoitetaan asiantuntija-arviona tehtävää yhdennettä arviota ja päätöstä vesimuodostuman ekologisesta tilasta. Ekologisen tilan luokassa:
 - o Arvio ja päätös vesimuodostumakohtaisesta kokonaisluokittelusta perustuvat biologisten tekijöiden laskennallisten ja arvioitujen luokitustulosten, haitallisten aineiden pitoisuuksien, yleisen vedenlaadun, hydro-morfologisen muuttuneisuuden sekä vesistöön kohdistuvan kuormituksen yhdennettyyn tarkasteluun.
 - o Tilanteissa, joissa biologisten tekijöiden ja tukevien tekijöiden tila-arvioiden välillä on ristiriitaa, voi olla syytä tarkistaa luokitustuloksia. Tällöin tarkastellaan eri aineistojen edustavuutta ja kykyä ilmentää koko vesimuodostuman tilaa.
 - o Fysikaalis-kemialliset tekijät ja HyMo-tekijöiden rooli on erityisen suuri vesimuodostumissa, joiden ekologisesta tilasta ei ole edustavaa tietoa. Tällöin arvioidaan biologisen ja ekologisen tilan luokka sen perusteella, mikä todennäköinen vaikutus fysikaalisilla, kemiallisilla, hydrologisilla ja morfologisilla muutoksilla on biologisiin laatutekijöihin koko vesimuodostumatasolla.
 - o Kansallisesti määriteltyjen haitallisten aineiden pitoisuuksien ylittäessä annetun laatunormin voi ekologisen tilan luokka olla korkeintaan tyydyttävä.

Hydrologisen ja morfologisen muuttuneisuuden huomioimista ekologisen tilan luokan määrittämisessä tarkennettiin 3. luokittelukaudelle: HyMo-luokka huomioidaan ekologisen tilan määrittämisessä, jos:

- o vesimuodostuman tilasta ei ole käytössä kuin vedenlaatu- ja/tai painetietoa,
- o biologiseen luokitteluun on käytössä vain luokittelutekijöitä, jotka kuvaavat rehevöitymisen vaikutuksia, ja/tai
- o käytettävän näytepaikan tai -paikkojen tiedetään kuvaavaan huonosti vesimuodostuman keskimääräistä hydrologis-morfologista painetta.

HyMo-luokan vaikutuksesta ekologisen tilan arvioon ohjeistettiin seuraavaa:

- o Jos edellä mainituissa tapauksissa hydrologis-morfologinen muuttuneisuusluokka on hyvää huonompi, voidaan ekologista luokitusta laskea yhdellä luokalla biologisen ja/tai fysikaalis-kemiallisen luokituksen indikoidusta tuloksesta.
- o Jos em. tapauksissa hydrologis-morfologisessa tilassa tai yksittäisissä osatekijöissä on tapahtunut erittäin suuria muutoksia, mikä on vähentänyt merkittävästi vesieliöstön elinympäristön laatua/määrää, voidaan luokitusta laskea hydrologis-morfologisen muuttuneisuuden vuoksi kahdella luokalla.
- o Jos hydrologis-morfologinen muutos on selkeästi suurin vesimuodostuman tilaa muuttava tekijä, painotetaan ekologisen tilan luokitteluun näille paineille herkkiä biologisia laatutekijöitä:
 - Esimerkiksi karuissa, voimakkaasti säännöstelyissä järvissä painotetaan litoraalin pohjaeläimiä ja vesikasvillisuutta.
- o Pääsääntöisesti vesimuodostuma ei voi olla erinomaisessa tilassa, jos siinä tai välittömästi sen alapuolisessa vesimuodostumassa on ehdottomia vaelusesteitä.
 - Jos kuitenkin katsotaan, ettei esteen poistaminen käytännössä mitenkään muuttaisi vesimuodostuman tai sen yläpuolisten vesimuodostumien eliöyhteisöjä, voidaan vesimuodostuma tässäkin tapauksessa luokitella erinomaiseen tilaan.
 - Jos järvidesimuodostuman erinomaista huonompi HyMo-tila johtuu vain esteellisyyden vuoksi annetuista muutospisteistä, voidaan järvi luokitella erinomaiseen tilaan jos muut erinomaisen tilan kriteerit täyttyvät.

Tällä arviointimenettelyllä pyritään lisäämään vesimuodostuman ekologisen tilan kokonaisarvion luotettavuutta ja läpinäkyvyyttä. Tavoitteena on kuvata laskennallisten luokittelutulosten ja ihmistoiminnan paineiden vaikutukset yhdenmukaisesti ottaen huomioon koko vesimuodostuman tilanne.

Laskennalliset luokittelutulokset on tallennettu Vesimuodostumat -tietojärjestelmään (Vemu). Tallennus on tehty pääsääntöisesti keskitetysti SYKEssä. Lisäksi laskennassa käytettyjen aineistojen tiedot on dokumentoitu tietojärjestelmään. Arvioitujen luokkien määrittelyn asiantuntijatyöstä ovat vastanneet ELY-keskukset. Jos arvioitu luokka on poikennut laskennallisesta tuloksesta, on tietojärjestelmään tallennettu arvioitujen luokan sanalliset perustelut ja muut lisätiedot riittävän tarkasti. Vesimuodostumien ekologisen tilan luokan määrittäminen on perustunut ylläkuvattuun yhdenmukaiseen tarkasteluun, joka on myös tehty ELY-keskuksissa. Luokittelupäätöksestä vastaa ELY-keskus. Jokaisen vesimuodostuman osalta on tietojärjestelmään tallennettu ekologisen tilan luokka ja luokittelupäätöksen perustelut riittävän tarkasti.

3 Käytännön toteutus

Jukka Aroviita ja Sari Mitikka

3.1

Luokittelukaudet

Vesistöjen ekologinen tila on Suomessa luokiteltu kolme kertaa:

- Ensimmäinen vesienhoitolain (1299/2004) edellyttämä pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan arviointi ja luokittelu valmistui vuonna 2008 ja se viimeisteltiin vuonna 2009 vesienhoidon 1. suunnittelukautta (vuodet 2010–2015) varten. Luokittelukriteerit julkaistiin Ympäristöhallinnon ohjeita -sarjassa (Vuori ym. 2009).
- Tilan arviointi ja luokittelu vesienhoidon 2. suunnittelukautta 2016–2021 varten valmistui vuonna 2013. Päivitetyt luokittelukriteerit julkaistiin Ympäristöhallinnon ohjeita -sarjassa (Aroviita ym. 2012).
- Vuosina 2018–2019 on ELY-keskuksissa toteutettu kolmas tilan arviointi vesienhoidon 3. suunnittelukautta 2022–2027 varten.

Tila-arviointien tuloksia on esitetty ympäristöhallinnon sivuilla (www.ymparisto.fi/vesienlaatu).

Yksityiskohtaisia tuloksia voi tarkastella Vesikartasta (<http://paikkatieto.ymparisto.fi/vesikartta>) ja Ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertasta (www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Ymparistotietojarjestelmat).

ELY-keskukset ja niitä edeltäneet alueelliset ympäristökeskukset ovat vastanneet luokituksen teosta käyttäen SYKEN kehittämiä tietojärjestelmiä ja sovelluksia sekä keskitetyn laskennan tuloksia. Luke on vastannut kalaluokituksesta.

3.2

Tarkasteltavat vesimuodostumat

Valtaosa nykyisten vesimuodostumien rajaustyöstä tehtiin ensimmäiselle ja toiselle kaudelle. Kolmannella kaudella tehtiin vain välttämättömiä muutoksia vesimuodostumien rajauksiin. Näiden seurauksena vesimuodostumia syntyi jakamalla 10 kappaletta ja siten jakamisen vuoksi poistui 5. Lisäksi poistettiin 7 vesimuodostumaa. Uusia muodostumia lisättiin 71 kappaletta. Kahdeksan vesimuodostuman rajausta korjattiin. Vesimuodostumaohjeessa (Ympäristöhallinto 2012) on vesimuodostumien määrittämiselle ja nimeämiselle annettu seuraavat suuntaviivat:

- valuma-alueeltaan yli 100 km²:n laajuiset joet ja yli 1 km²:n kokoiset järvet nimitään vesimuodostumisiksi (1. suunnittelukaudella joet valuma-alueeltaan vähintään yli 200 km²/100 km² ja järvet pinta-alaltaan yli 5 km²).
- Tätä pienempikokoisia tyyppisiä (joet n. 10–100 km², järvet n. 0,50 km²–1 km²) tulee olla edustava otos mukana seurannassa ja luokittelussa.



Kuva: Jukka Aroviita

- Vesienhoitoalueet voivat rajata myös pienempiä vesimuodostumia, jos ne katsotaan karttatietojen ja muuten vesienhoidon kannalta merkittäviksi, kuten suojelualueiden vedet.
- Suosituksena on, että valuma-alueeltaan yli 10 km²:n joet rajattaisiin.

Eri vesienhoitokausien tilan arviointi perustuu pääsääntöisesti seuraaviin ajanjaksoihin:

1. luokittelu: 2000–2007
2. luokittelu: 2006–2012
3. luokittelu: 2012–2017

Ensimmäisen kauden luokittelu perustui pääosin vuosien 2000–2007 havaintoihin huomioiden aineistojen laatu ja luokitustuloksiin vaikuttavat olosuhteet. Seuranta on sittemmin karsittu, millä on ollut luonnollisesti oma vaikutuksensa luokittelutuloksiin. Harvennettu näytteenotto voi esimerkiksi johtaa harhaiseen ja sattumanvaraisempaan kuvaan vesien tilasta. Jotta tarkasteltavien vuosien ja siten myös havaintojen määrä ei vaikuttaisi liikaa luokittelujen väliseen vertailtavuuteen, uudet luokitukset on tehty jossain määrin vanhan luokituksen kanssa päällekkäisellä aineistolla. Tarkasteltavan aikajakson osalta on myös huomioitava laatutekijöiden muutosnopeus ja pintavesimuodostuma -tyyppien erityispiirteet. Aikajaksosta on annettu erikseen ohjeita sekä sisävesien että rannikon laatutekijöiden kohdalla. Toisen kauden luokittelu toteutettiin pääosin vuosien 2006–2012 luokittelutilanteeseen mennessä kertyneillä aineistoilla, vaihdellen jonkin verran laatutekijöittäin.

Kolmannen kauden laskennallisen luokan tarkistamisessa ja arvioidun luokan määrittämiseksi (ks. kappale 2.7.2) voitiin käyttää myös muita, vanhoja ja uusia aineistoja. Tila-arviointi tehtiin vuosien 2012–2017 aineiston perusteella. Vuotta 2012 vanhempia aineistoja, tai vuoden 2018 aineistoa, käytettiin luokittelun tukena arvioitaessa luokkaa kun:

- luokitusjaksolta 2012–2017 ei ollut laskennallista aineistoa, mutta aiempaa tai vuoden 2018 seuranta-aineistoa oli saatavilla, ja
- tiedettiin, että vesimuodostumaan kohdistuvat ihmistoiminnan paineet (kuormitus, HyMo-muuttuneisuus) eivät olleet vähentyneet.

Keskitetylle laskennalle (ks. kappale 3.5) asetettujen aikataulujen jälkeen valmistuvia aineistoja voitiin käyttää laskennallisen luokittelun jälkeisessä arvioidun luokan arviossa, jos ne olivat vuosilta 2012–2017, tai niiden katsottiin edustavan luokittelujakson oloja. Vanhemman tai vuoden 2018 aineiston tukikäytössä oleellista on, että sen voidaan katsoa edustavan vuosina 2012–2017 vallinneita oloja ja tilaa. Vanhemman aineiston käyttö tulee perustella tietojärjestelmään.

Poikkeava tarkastelujakso on tallennettu lisätietona. Perustelluista syistä muutkin jaksot olivat mahdollisia 3. luokittelukaudella esim. seuraavissa tilanteissa:

- Vuosijaksolle osuu merkittäviä vesien tilaan parantavasti vaikuttavia vesien-suojelutoimenpiteitä tai vesien tila on selvästi huonontunut kuormituksen lisäyksen tai muun paineen vuoksi jakson aikana. Poikkeuksellisten sääolojen ym. epävarmuustekijöiden vaikutus laskennalliseen luokitustulokseen tulee huomioida arvioitua luokkaa määrättäessä ja esittää lisätietoina, miten tämä on tehty.
- Valitun jakson ajalta on dataa vähän, mutta aikaisempaa dataa löytyy aikaisemmilta vuosikymmeniltä, eikä olennaisia muutoksia paineissa eikä veden tilassa ole tapahtunut, ja menetelmä on vertailukelpoinen.

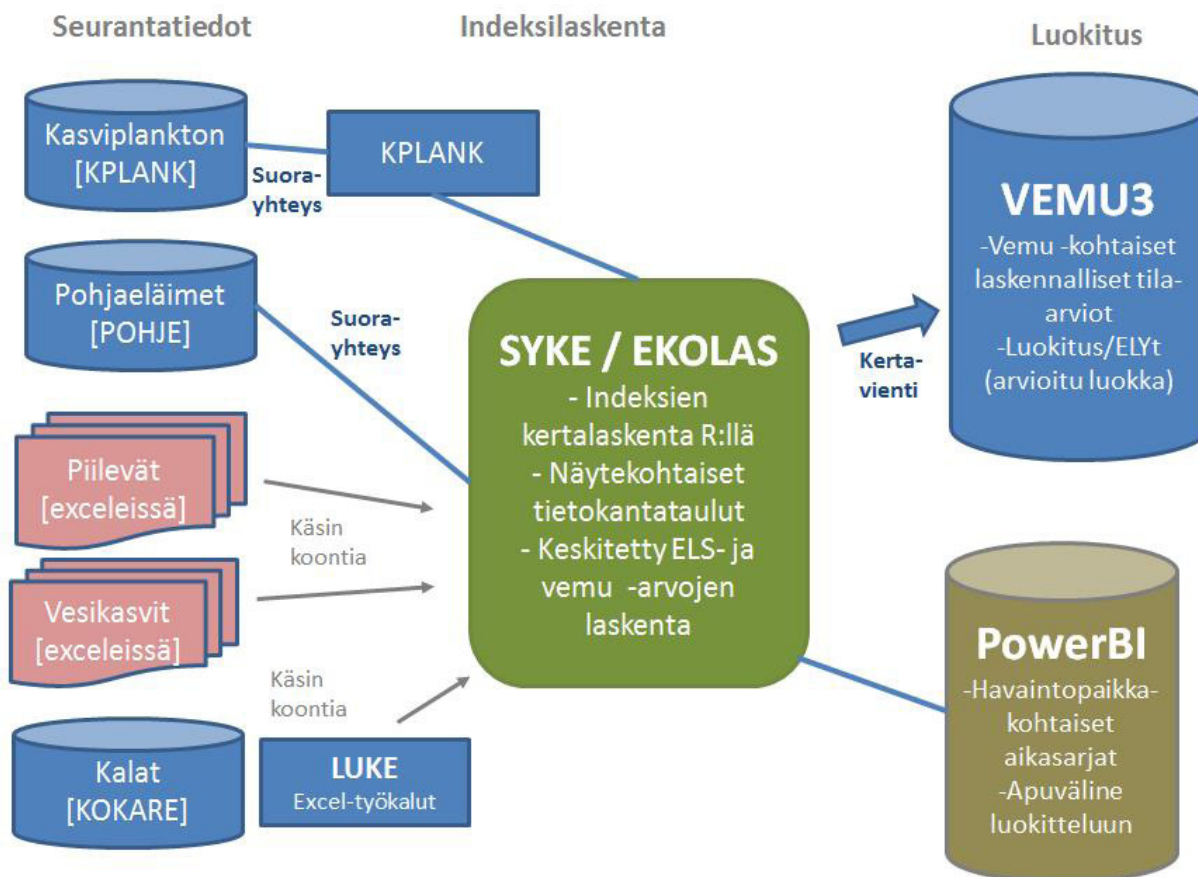
Kolmannella kaudella mukaan otettiin kaikki SYKEN käyttöön toimitetut kesään 2018 mennessä saatetut aineistot. Laskennan toteuttamisen aikataulusta johtuen aivan kaikki vuoden 2017 lajimääritykset eivät ehtineet valmistua laskentaan mukaan. Keskitetylle laskennalle asetettujen aikataulujen jälkeen valmistuvia biologisia aineistoja voitiin kuitenkin käyttää luokitteluarviossa.

Merenhoidon tila-arviota varten on tehty tyyppikohtainen luokitus vuosien 2011–2016 aineistoilla (Fleming-Lehtinen ym. 2018, Kauppila ym. 2018, HELCOM 2018). Rannikkovesityyppien pinta-alalla painotetut luokitustulokset lähetettiin ICESiin (The International Council for the Exploration of the Sea), jossa merentilan kokonais-arvio tehtiin HEAT-työkalua apuna käyttäen. Vesimuodostumakohtainen ekologinen luokitus vuosijaksolle 2012–2017 tehtiin Vemu3-järjestelmässä, jolloin kaukokartoitus- ja Algaline -aineistot (laivojen klorofyllimittaukset) oli mahdollista saada luokitukseen mukaan (ks. Liite 12.2). Itämeren kokonais-arvioissa kaukokartoitustuotteet olivat tila-arvioissa mukana vain avomerien osalta (HELCOM 2018).

3.3

Biologisten luokittelumuuttujien laskenta

Vesien tilan luokittelu vaatii laajojen seuranta-aineistojen numeerista laskentaa. Biologisten laatutekijöiden seuranta-aineistot ovat pääsääntöisesti lajiaineistoja, joiden käsittely ilman yhdenmukaisia tietojärjestelmiä on työlästä. Laskentamenetelmiä on kehitetty ja tehostettu yli kymmenen vuoden aikana. Pyrkimys on ollut vähentää



Kuva 9. SYKE:ssä toteutettu keskitetty biologisten laatutekijöiden seurantatiedon ketju vesienhoidon kolmannella luokittelukaudella. KPLANK = kasviplanktonrekisteri, POHJE = pohjaeläinrekisteri, KOKARE = koekalastusrekisteri, Vemu3 = 3. kauden vesimuodostumatietokanta, PowerBI = raportointityökalu aineistojen graafiseen esittämiseen. Laskenta toteutettiin EKOLAS-hankeessa (Suomen ympäristökeskus 2019a).

käsityötä vaativia vaiheita ja hakea, laskea ja tallentaa tietoa automaattisesti tietojärjestelmistä keskitettyjen laskentarutiinien avulla. Vesikasveilta ja päällysläviltä puuttuu edelleen tietojärjestelmät, mikä vaikeuttaa työtä.

Kolmannella kaudella seuranta-aineistojen käsittely ja luokittelumuuttujien laskenta toteutettiin valtaosin keskitetysti. Kaikkien sisävesien biologisten aineistojen koonti ja muuttujien kertalaskenta tehtiin R-ohjelmistolla EKOLAS-hankkeessa, SYKE:n Vesikeskuksessa (Kuva 9 ja Suomen ympäristökeskus 2019a). Samassa yhteydessä tehtiin kootuille aineistoille lajiaineistojen taksonomista yhdenmukaistamista sekä havaintopaikkojen jako luokitteluindeksien laskennassa käytettäviin tyyppiryhmiin. Tietojärjestelmäpuutteista johtuen työ sisälsi aineistojen käsin koontia. Indeksien osalta laskenta sisälsi järvien (litoraali ja profundaali) ja jokien pohjaeläimet, päällyslävät ja vesikasvillisuuden näytteenottokohtaiset indeksit. Järvien ja rannikon kasviplanktonin näytekohtainen indeksilaskenta tehtiin Hertan kasviplanktonrekisterissä. Kasviplanktonrekisterin yhteyteen tehtiin tietokantataulu, johon on laskettu valmiiksi näytteenottokohtaiset indeksit luokituksessa käytettävistä muuttujista havaintopaikoittain (järvet ja rannikkovedet) ilman aikarajoituksia. Tietokantataulu ei päivitty automaattisesti uusien näytteiden osalta, vaan se päivitetään tarvittaessa uudelleen. Indeksitiedot poimittiin taulusta luokitteluun R-ohjelmiston sql-koodilla. Vastaavasti jokien ja järvien pohjaeläintiedot poimittiin Hertan pohjaeläinrekisteristä R-ohjelmiston sql-koodilla. Rannikon biologisten muuttujien aineistojen (rakkohauru, pohjaeläimet) koonti ja laskenta tehtiin SYKE:n merikeskuksessa. Jokien ja järvien

kalojen indeksilaskenta toteutettiin Luonnonvarakeskuksessa (Luke), missä indeksit laskettiin Hertan koekalastusrekisterin aineistosta. Kaikki aineistot toimitettiin SY-KEn Vesikeskukseen, missä toteutettiin näytekohtainen ja vesimuodostumakohtainen ELS-laskenta R-laskentaympäristössä (ks. kappaleet 2.5 ja 3.4).

Vesimuodostumakohtaiset tulokset vietiin tietokantatauluun, josta ne näkyvät Vemu3-sovelluksessa vesimuodostumakohtaisesti. Tiedot siirrettiin järjestelmään luokittelijoiden käyttöön joulukuussa 2018. Näytekohtaiset ELS-tulokset (vesimuodostuma, paikka, pvm, laatutekijä, muuttuja) julkaistiin luokittelutyötä tekeville Power Bi-raporteilla. Aiemmillä luokituskausilla vesimuodostumakohtaiset muuttujarvot laskettiin ja tallennettiin käsin luokittelijan toimesta tietojärjestelmään (Vemu1 ja Vemu2), jossa ELS-laskenta toteutettiin. Kaiken kaikkiaan 3. kaudella keskitetty laskenta vapautti luokittelutyötä tekevien resursseja luokittelun asiantuntijatyöhön.

3.4

Tunnuslukujen laskenta

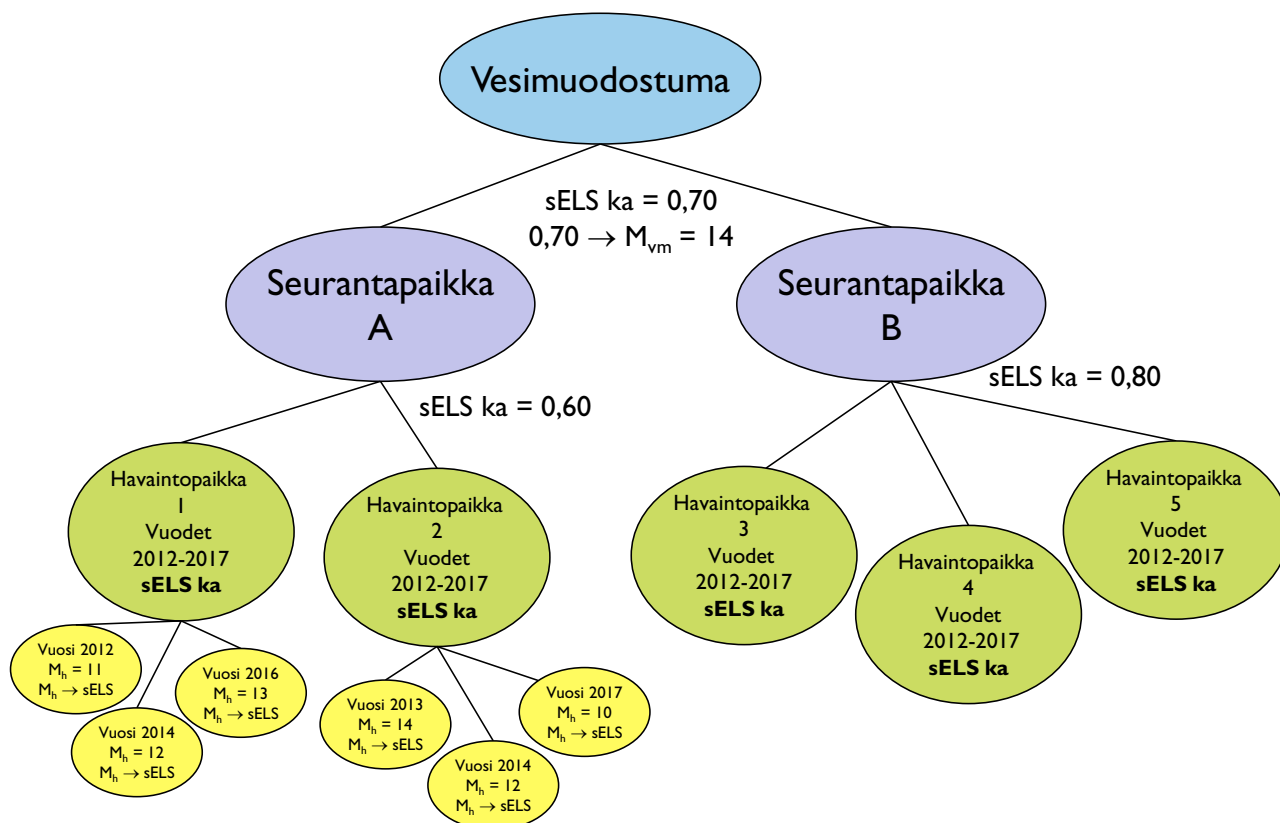
Vesimuodostumakohtaista tilan arviointia varten luokittelutyössä lasketaan luokittelukauden seuranta-aineiston perusteella vesimuodostumakohtaiset tunnusluvut luokittelumuuttujille. Laskennassa on syytä hahmottaa termit ”*havaintopaikka*” ja ”*seurantapaikka*”, joiden yksityiskohtainen kuvaus on Liitteessä 3.

3.4.1

Biologiset muuttujat

Biologisten muuttujien tunnusluvut on laskettu Kuvan 10 mukaisesti, seuraavasti:

1. Ensin laatutekijäkohtaisten ohjeiden perusteella on laskettu kullekin havainnolle luokittelumuuttujan arvot.
2. Tämän jälkeen 3. kaudella laskettiin kullekin havainnolle (näytteelle) skaalattu ELS. ELS-laskennan avulla kunkin vuoden ja/tai paikan luokitustulos sai saman painoarvon. Menettely tasoittaa ääriarvojen vaikutusta luokittelutulokseen ja on myös perusteltu, koska luokkavälit eivät ole kaikilla muuttujilla tasaväliset. Kasviplanktonin lajistomuuttujille laskettiin lisäksi havaintopaikkakohtaiset vuosimediaanit.
3. Seuraavaksi kullekin havaintopaikalle on laskettu luokittelujaksolle joko muuttujien (1. ja 2. kausi, 3. kaudella myös kasviplanktonin a-klorofylli) tai niistä laskettujen skaalattujen ELS:ien (3. kausi) jaksokeskiarvot. 1. kaudella käytettiin mediaania. 3. kaudella myös a-klorofyllille laskettiin tässä havaintopaikkakohtaisesta muuttuja-arvosta skaalattu ELS.
4. Jos aineistoa on ollut usealta havaintopaikalta, seurantapaikkakohtaiset arvot laskettiin edelleen havaintopaikkojen muuttujien (1. ja 2. kausi) tai skaalattujen ELS:ien (3. kausi) keskiarvona. 1. kaudella käytettiin tässäkin mediaania.
5. Jos vesimuodostumassa oli useampi seurantapaikka, vesimuodostumakohtainen muuttujan arvo laskettiin 1. ja 2. kaudella seurantapaikkojen keskiarvona, josta laskettiin sitä vastaava skaalattun ELS:in arvo. 3. kaudella vesimuodostumakohtainen skaalattun ELS-arvo laskettiin seurantapaikkojen ELS-arvojen keskiarvona (ks. Kuva 10).
6. 3. kaudella vesimuodostumakohtainen skaalattu ELS-arvo muunnettiin vesimuodostumakohtaiseksi muuttuja-arvoksi huomioiden arvon suhteelliset etäisyydet luokkarajoihin (ks. Kuva 8). Menettelyn avulla Vemu3-tietojärjestelmässä raportoitu vesimuodostumakohtainen arvo on yhtä kaukana luokkarajoistansa kuin vesimuodostuman luokitukseen käytetty skaalattu ELS.



Kuva 10. Esimerkki biologisen laatutekijän yhden luokittelumuuttujan (esim. tyyppiominaisten taksonien lukumäärä) vesimuodostumakohtaisen arvon laskennasta jakson 2012–2017 tilaluokittelua varten. Muuttujien havainnoista (M_h , keltaisella, yleensä vuosikohtaisia) lasketaan ensin skaalatut ELS-arvot Liitteen 2 kaavojen perusteella. Jos havaintoja on useilta paikoilta ja/tai vuosilta, skaalatuista ELS-arvoista lasketaan havaintopaikka-, seurantapaikka- ja vesimuodostumakohtaiset ELS-arvot keskiarvoina. Vesimuodostuman sELS-arvo muunnetaan lopuksi vesimuodostumakohtaiseksi muuttuja-arvoksi (M_{vm}) huomioiden suhteelliset etäisyydet luokkarajoihin. Esimerkissä vesimuodostuman sELS = 0,70 arvo on luokan ”hyvä” keskellä ja vastaa vesimuodostumakohtaista arvoa $M_{vm} = 14$, jos esim. E/Hy-luokkaraja on 16 ja Hy/T-luokkaraja on 12. Seurantapaikka (ks. Liite 3), ka = keskiarvo, sELS = skaalattu ELS-arvo, M = muuttujan arvo (esim pitoisuus tai lajimäärä).

7. Kunkin laatutekijän vesimuodostumakohtainen laskennallinen tilaluokka on määräytynyt muuttujien skaalattujen ELS:ien keskiarvona (järvien kasviplanktonilla mediaani).
8. Kasviplanktonin klorofylli-a:n pitoisuustiedot käsiteltiin kuten muutkin vedenlaatutiedot (ks. kappale 3.4.2).

Lisätietona Vemu3-tietokantaan on tallennettu tarkemmat tiedot lukuarvojen laskentaperusteista, kuten vuosijaksot, havaintojaksot ja -paikat sekä muuttujien laskentaan liittyviä tietoja. Jos luokituksessa on poikettu annetusta yleisohjeesta, on merkitty poikkeamat perusteluineen lisätietoihin. Esimerkiksi asiantuntija-arvion tukena vinolle muuttuja-arvojen jakaumalle on voitu käyttää keskilukuna keskiarvoa, mikäli se on ollut perustellusti edustavampi.

Kolmannella luokituskaudella laskennallinen luokitus on tehty ja tallennettu Vemu3:een keskitetysti SYKEssä. Biologisten laatutekijöiden laskennallinen tila (ELS-arvo ja sitä vastaava luokka) on laskettu Vemu3:een joko pisteytettyjen ELS-pistearvojen mediaanina (1. kausi) tai yhteismitallistettujen ELS-arvojen keskiarvona (2. ja 3. kausi).

Fysikaalis-kemialliset muuttujat

Keskitettyyn laskentaan on otettu mukaan vain ne havaintopaikat, jotka on linkitetty vesimuodostumassa olevaan seurantapaikkaan. Liitteessä 3 on lisätietoa seurantapaikka-käsitteestä.

Vesimuodostumakohtaiset fysikaalis-kemiallisten laatumuuttujien tunnusluvut on laskettu kuvan 11 mukaisesti seuraavasti:

1. ELY-keskukset ovat linkittäneet vesimuodostumien seurantapaikkaan (-paikkoihin) kaikki ne vedenlaadun havaintopaikat, jotka edustavat ko. vesimuodostuman vedenlaatua mukaanlukien a-klorofyllipitoisuus. Linkitys on tehty Hertta-ympäristötietojärjestelmän osiossa *Vesienhoidon suunnittelu – Pintavedet – Vesien tilan seuranta – Seurantapaikat*.
2. Hertan vedenlaaturekisterissä (Vesla) on toiminto ('Valmiiksi lasketut tulokset'), jolla lasketaan mm. luokittelukausille automaattisesti vedenlaatumuuttujien tilastolliset tunnusluvut eri syvyyksille ja vuodelle. Näitä tuloksia on hyödynnetty jo 1. luokituskaudella ja keskitettyä laskentaa on kehitetty 2. ja 3. kaudella.
3. Laskenta suoritetaan laskentaohjelmalla ja tulos päivitetään tietokantaan uusimmille laskentajaksoille joka yö ja vanhemmille jaksoille vain tarvittaessa, esim. jos uutta dataa on viety rekisteriin.
4. Laskennassa saadaan muuttujan tilastolliset tunnusluvut (mm. minimi, maksimi, mediaani, prosenttipisteet, keskiarvo ja keskihajonta sekä näytteiden määrä).
5. Muuttujilla on vedenlaaturekisterissä yleensä useita määrittelykoodeja, jotka erottavat eri määrittelymenetelmät esim. kokonaisfosforille. Automaattista laskentaa varten rekisteriin on kirjattu määrittelyyhdistelmät, jotka niputtavat rinnakkaiset ja vartailukelpoiset menetelmät yhteen.
6. Luokituskausia varten on tehty laskentajakso: 1. kausi 2000–2007, 2. kausi 2006–2012, 3. kausi 2013–2017. Laskenta suoritetaan kaikkien vuosien yli, eikä ensin vuosittain, kuten biologisten muuttujien kohdalla. Kokemuksen mukaan tämä tapa on osoittautunut hyväksi ja kuvaa vedenlaatua edustavasti.
7. Jokivesistöille, järville ja rannikkovesille on määritelty laskentasyvyydet ja vuoden sisäiset aikarajat. Taulukko 1 on esitetty luokituksessa käytetyt luokkarajalliset muuttujat ja luokittelua tukevat muuttujat sekä näiden aikajakso ja näytteenottosyvyydet. Muuttujat ovat a-klorofylli, kokonaisfosfori ja -typpi, pH-minimi (poikkeava laskentatapa), kiintoaine, kemiallinen hapenkulutus, happi ja hygienian indikaattoribakteerit.
8. Ensimmäisellä luokituskaudella luokittelija otti laskentatulokset itse vedenlaaturekisteristä ja tallensi luokka-arvon Vemu2-järjestelmään (ks. kappale 3.7.1). Toisella luokituskaudella tuotiin Vemu2-järjestelmään luokittelijan nähtäväksi havaintopaikkakohtaiset tunnusluvut (keskiarvo, mediaani, minimi, maksimi, n) sekä niistä valmiiksi laskettu seurantapaikkakohtainen arvo, joka oli havaintopaikkojen keskiarvojen keskiarvo ja pH-arvolla minimien keskiarvo. Luokittelija tallensi kuitenkin vielä käsin luokan määrävän arvon. Kolmannella luokittelukaudella tuotiin Vemu3-järjestelmään valmiiksi kunakin vesimuodostuman luokitusarvo ja lisätietokenttään valmiiksi laskettujen tulosten seurantapaikkakohtaiset keskiarvot, seurantapaikkaan linkitettyjen havaintopaikkojen lukumäärä (N=) sekä jokaisen havaintopaikan laskettu arvo.
9. Havaintopaikan arvona käytettiin luokituskauden keskiarvoa, paitsi pH-arvolla jakauman minimiä. pH-arvon laskentavaiheissa käytettiin vetyionikonsentraatiota.

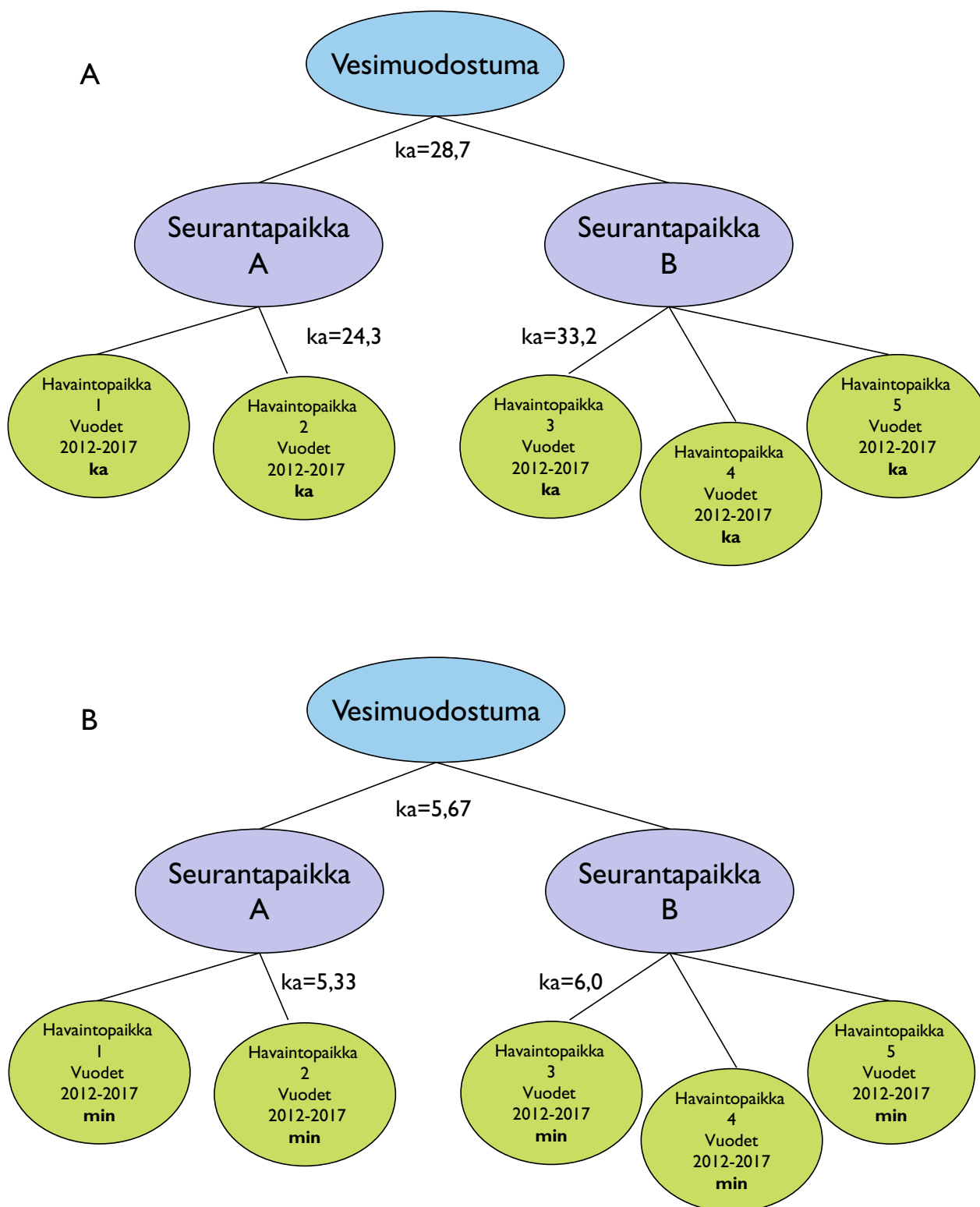


Kuva: Kirsti Leinonen

10. Happipitoisuus ja hapen kyllästysaste olivat 2. kaudella kehitteillä indikaattoriksi, ja silloin tarjottiin luokittelijalle koko vesipatsaan jakaumatietoa nähtäväksi (keskiarvo, mediaani, minimi ja maksimi). Kaudella 3 vaihdettiin hapen syvyysvalinnaksi laskentaa varten pohjanläheinen vesikerros ja siitä laskettiin havaintopaikkakohtainen jakauman 10. persentiili (muuttujan arvon, jonka alapuolelle jakaumassa jää tapauksista 10 %). Jakauman minimi ja 10. persentiili ovat pääosin sama luku, mutta jos havaintopaikalla on runsaasti näytteenottoja ja dataa siten paljon, voi eroa olla. Tuolloin 10. persentiili on edustavampi kuin minimi kuvaamaan havaintopaikan vedenlaatua koko luokitusjaksolla.
11. Seurantapaikan arvo on havaintopaikkakohtaisten arvojen keskiarvo.
12. Jos seurantapaikkoja on useita, niistä lasketaan vielä keskiarvo, mikä on vesimuodostuman arvo ko. muuttujalle. Tuota arvoa verrataan luokittelumuuttujien osalta luokkarajoihin ja saadaan muuttujakohtainen luokka. Fysikaalis-kemiallisten olosuhteiden yhteenveto eli arvioitu luokka määräytyy sekä luokkarajallisten muuttujien ja muiden muuttujien (Taulukko 1) yhdistetyllä arviolla.
13. Valmiiksi laskettu vedenlaatuaineisto siirrettiin Vemu3-järjestelmään tammi-kuussa 2019. Se löytyy ekologisen tilan välilehdeltä fys.-kem. muuttuja. Luokittelija voi tarkastella vesimuodostuman havaintopaikka- ja seurantapaikkakohtaisia tunnuslukuja myös Power Bi-raportissa, johon on linkki Vemu3:n Raportit-osiossa (ks. Liite 12.1).
14. Laskennallinen luokka saadaan 3. kaudella valmiiksi laskettujen tulosten kautta, eikä luokittelija voi sitä muuttaa. Luokittelija voi halutessaan (esim. hankalissa tapauksissa) poimia datan itse ja laskea siitä tarvittavan tunnusluvun, ja tallentaa sen perusteella arvioidun luokan sekä perustelut antamalleen luokalle.
15. Luokitusjaksolla 2 oli jo saatavilla luokituksen tueksi kaukokartoitushavaintoihin (EO) perustuvaa dataa. Luokitusjaksolla 3 tuon datan määrä ja sen hyödyntämiseen kehitetyt välineet ovat kehittyneet suuresti. Dataa (EO-klorofylli, EO- näkösyvyys, EO-sameus) hyödynnettiin luokituksen tueksi STATUS-käyttöliittymän kautta (ks. Liite 12.2).
16. Rannikkovesillä hyödynnetään myös Itämeren kauppalaivoille asennettujen automaattisten mittalaitteiden ja näytteenottimien kautta tallennettua a-klorofylli aineistoa.
17. Kaukokartoitusaineiston ja muun aineiston käyttö kirjataan lisätietoihin.

Taulukko 1. Fysikaalis-kemiallisten muuttujien laskennassa käytetyt aikarajat (AikaAlku-AikaLoppu) ja näytteenottosyvyydet eri pintavesikategorioille (Joki, järvi, Rannikko).

Pintavesi-kategoria	Luokka-rajat (Kyllä/Ei)	Muuttuja	Aika-Alku	Aika-Loppu	Näytteenottosyvyydet
Joki	Kyllä	Kokonaisfosfori	1.1.	31.12.	Kaikki erillisnäytteet
Joki	Kyllä	Kokonaistyyppi	1.1.	31.12.	Kaikki erillisnäytteet
Joki	Kyllä	pH-minimi	1.1.	31.12.	Kaikki erillisnäytteet
Joki	Ei	Escherichia coli	1.1.	31.12.	Kaikki erillisnäytteet
Joki	Ei	Fekaaliset entero-kokit	1.1.	31.12.	Kaikki erillisnäytteet
Joki	Ei	Fekaaliset entero-kokit, tark.	1.1.	31.12.	Kaikki erillisnäytteet
Joki	Ei	Hapen kyllästysaste	1.1.	31.12.	Kaikki erillisnäytteet
Joki	Ei	Happi, liukoinen	1.1.	31.12.	Kaikki erillisnäytteet
Joki	Ei	Kemiallinen hapen-kulutus CODMn	1.1.	31.12.	Kaikki erillisnäytteet
Joki	Ei	Kiintoaine, hieno (0,4 µm)	1.1.	31.12.	Kaikki erillisnäytteet
Joki	Ei	Kiintoaine, karkea	1.1.	31.12.	Kaikki erillisnäytteet
Joki	Ei	Koliformiset bakteerit, lämpökestoiset	1.1.	31.12.	Kaikki erillisnäytteet
Joki	Ei	Väriluku	1.1.	31.12.	Kaikki erillisnäytteet
Järvi	Kyllä	a-klorofylli	1.6.	30.9.	Pintakerros (yläsyvyys 0–2 m, kokoomat ja erillisnäytteet)
Järvi	Kyllä	Kokonaisfosfori	1.6.	30.9.	Pintakerros (yläsyvyys 0–2 m, kokoomat ja erillisnäytteet)
Järvi	Kyllä	Kokonaistyyppi	1.6.	30.9.	Pintakerros (yläsyvyys 0–2 m, kokoomat ja erillisnäytteet)
Järvi	Ei	Ammonium-N	1.1.	31.12.	Kaikki erillisnäytteet
Järvi	Ei	Escherichia coli	1.1.	31.12.	Kaikki erillisnäytteet
Järvi	Ei	Fekaaliset entero-kokit	1.1.	31.12.	Kaikki erillisnäytteet
Järvi	Ei	Fekaaliset entero-kokit, tark.	1.1.	31.12.	Kaikki erillisnäytteet
Järvi	Ei	Koliformiset bakteerit, lämpökestoiset	1.1.	31.12.	Kaikki erillisnäytteet
Järvi	Ei	pH-minimi	1.1.	31.12.	Kaikki erillisnäytteet
Järvi	Ei	Väriluku	1.1.	31.12.	Pintakerros (yläsyvyys 0–2 m, kokoomat ja erillisnäytteet)
Järvi	Ei	Hapen kyllästysaste	1.1.	31.12.	Pohjanläheinen kerros (2h – 1 m)
Järvi	Ei	Happi, liukoinen	1.1.	31.12.	Pohjanläheinen kerros (2h – 1 m)
Järvi	Ei	Näkösyvyys	1.6.	30.9.	Ympäristösuureet
Rannikko	Kyllä	a-klorofylli	1.7.	7.9.	Kokooma ja erillisnäytteet (0–10 m, 0 m, 1 m, 5 m)
Rannikko (Perämeri)	Kyllä	a-klorofylli	7.7.	7.9.	Kokooma ja erillisnäytteet (0–10 m, 0 m, 1 m, 5 m)
Rannikko	Kyllä	Kokonaisfosfori	1.7.	7.9.	Kokooma ja erillisnäytteet (0–8 m, 0 m, 1 m, 5 m)
Rannikko (Perämeri)	Kyllä	Kokonaisfosfori	7.7.	7.9.	Kokooma ja erillisnäytteet (0–8 m, 0 m, 1 m, 5 m)
Rannikko	Kyllä	Kokonaistyyppi	1.7.	7.9.	Kokooma ja erillisnäytteet (0–8 m, 0 m, 1 m, 5 m)
Rannikko (Perämeri)	Kyllä	Kokonaistyyppi	7.7.	7.9.	Kokooma ja erillisnäytteet (0–8 m, 0 m, 1 m, 5 m)
Rannikko	Kyllä	Näkösyvyys	1.7.	7.9.	Kokooma ja erillisnäytteet (0–8 m, 0 m, 1 m, 5 m)
Rannikko (Perämeri)	Kyllä	Näkösyvyys	7.7.	7.9.	Ympäristösuureet
Rannikko	Ei	Hapen kyllästysaste	1.7.	7.9.	Pohjanläheinen kerros (2h – 1 m)
Rannikko	Ei	Happi, liukoinen	1.7.	7.9.	Pohjanläheinen kerros (2h – 1 m)



Kuva 11.

A: Vedenlaatumuuttujien laskenta tehdään pääosin käyttäen havaintopaikkakohtaisia keskiarvoja yli koko jakson (esim. 2012–2017), näistä lasketaan seurantapaikkakohtainen keskiarvo (ka). Jos seurantapaikkoja on useita per vesimuodostuma, lasketaan vielä seurantapaikkojen keskiarvo.

B: Jokien pH-arvon laskennassa käytetään havaintopaikkakohtaisen jakauman minimiä (min).



Kuva: Pirjo Ferin

3.5

Luokittelutasot

Luokittelujärjestelmän kehitys aloitettiin Suomessa pintavesien alustavalla riskinarvioinnilla vuonna 2007. Silloiset alueelliset ympäristökeskukset käyttivät alustavia luokittelukriteereitä ja saatavilla olevia aineistoja. Arvio tehtiin pääsääntöisesti kaikille rannikkovesille, yli 5 km² suuruisille järville ja valuma-alueeltaan yli 200 km² jokivesille. Pintavedet jaettiin seuraavasti:

- Ei riskiä, ympäristötavoitteet saavutetaan vuonna 2015
- Riskissä, ympäristötavoitteita ei saavuteta vuonna 2015
- Ympäristötavoitteiden saavuttaminen epävarmaa, tarkentuu myöhemmin saatavalla lisäaineistolla
- Ympäristötavoitteiden saavuttamista ei voida arvioida tiedon puutteen vuoksi.

Ekologisen tilan arviointiin tarvittavia biologisia aineistoja oli vain harvoista pintavesistä. Kattavien luokitteluaineistojen kokoamisessa, viimeistelyssä ja analysoinnissa

oli suuri työ ja sen arveltiin voivan aiheuttaa ongelmia luokitustulosten laadussa ja vertailukelpoisuudessa. Tällöin toimenpideohjelmien pohjana jouduttiin käyttämään vedenlaatutietoja ja asiantuntijatarkastelua vesimuodostumien herkkyydestä ja niihin kohdistuvista paineista. Niissäkin vesimuodostumissa, joista oli käytettävissä biologisia aineistoja, perustui vuoden 2008 ensimmäinen luokittelu usein suppeaan havaintoaineistoon. Tällöin ekologisen tilan luotettavuuteen sisältyi useita epävarmuustekijöitä.

Tämän vuoksi eriteltiin kattavaan ja suppeampaan biologiseen aineistoon perustuvat luokitukset ja kehitettiin luokituksen tasoa kuvaava kriteeristö, joka on ollut hieman kehittyneenä käytössä myös 2. ja 3. luokittelukaudella. Luokittelun taso määräytyy kuten aikaisemminkin, ja arvio tehdään ottaen huomioon sekä laskennallinen luokka että arvioitu luokka. Luokittelun taso tallennetaan tietojärjestelmään vesimuodostuman luokitustiedon yhteyteen ja se raportoidaan muun luokitustiedon yhteydessä EU:lle kolmiportaisella asteikolla.

Vesimuodostumien jaottelu käytettävissä olevien aineistojen (luokittelun taso) mukaan oli 1. luokittelukaudella seuraava:

0) Ei luokittelua

Tähän ryhmään luettiin vesimuodostumat, joista aineisto puuttui tai oli riittämätön (esim. vain yksittäisiä havaintoja).

1) Vedenlaatuluokitus

Tähän ryhmään jaoteltiin vesimuodostumat, joiden luokitteluun oli käytettävissä riittävä aineisto fysikaalis-kemiallisten tekijöiden havaintoja. Järvissä ja rannikkovesillä käytettiin lisäksi a-klorofyllituloksia aina, kun aineistoa oli saatavissa. Tähän kategoriaan luettiin myös ne vesimuodostumat, joista oli käytettävissä vain satunnaisia, epäedustavia biologisia havaintoja.

2) Suppeaan aineistoon perustuva luokittelu

Tähän ryhmään ilmoitettiin sellaiset vesimuodostumat, joiden luokittelussa oli ollut käytettävissä niukasti luokittelumuuttujien havaintoja ja niukasti luokittelun laatu-tekijöitä

- Joet: Aineistoa fysikaalis-kemiallisesta vedenlaadusta sekä tietoa joko kaloista, pohjaeläimistä tai piilevistä.
- Järvet: Vähintään aineistoa a-klorofyllistä, fysikaalis-kemiallisesta vedenlaadusta sekä tietoja muusta biologiasta, esim. kalastosta. Myös tilastollisesti erittäin edustava a-klorofylliaineisto yhdessä vedenlaatutietojen kanssa voitiin lukea tähän ryhmään, mikäli oli perusteita päätellä, että ravinnekuormitus oli pääasiallinen tilan muuttaja.
- Rannikkovedet: Edustava ja luotettava aineisto a-klorofyllistä ja fysikaalis-kemiallisesta vedenlaadusta.

Niukaksi katsottiin biologisten tekijöiden osalta esim. yksittäisen vuoden ja/tai seuranta-ajan havaintoaineisto sekä fysikaalis-kemiallisten tekijöiden osalta aineisto, joka kattoi esim. jokivesissä tulva- ja alivirtaamajaksoja vain muutamilta vuosilta tai järvissä tietoja vain yhdeltä vuodelta tai poikkeusvuosilta. Suppeaan aineistoon perustuvassa luokittelussa korostui 1. luokitteluhjeen osassa II kuvattu ihmistoi- minnan vaikutusten arviointi (Vuori ym. 2009). Suppeilla aineistoilla ei luokitusta tulisi tehdä, mikäli riittäviä tietoja paineista ja vesistön herkkyydestä paineille ei ole käytettävissä.

3) Laajoihin aineistoihin perustuva luokittelu

Tähän ryhmään voitiin lukea ne vesimuodostumat, joiden luokittelussa oli käytössä useiden laatutekijöiden ajallisesti ja paikallisesti edustavaa aineistoa.

- Joet: Edustavia havaintoaineistoja sekä vedenlaadusta että vähintään kahdesta biologisesta laatutekijästä (piilevät, pohjaeläimet, kalat).
- Järvet: Vedenlaatuaineiston lisäksi kasviplanktonin, kalojen, pohjaeläinten ja/tai vesikasvien aineistoja.
- Rannikkovedet: Klorofylliaineistojen lisäksi tietoja esim. pohjaeläimistöistä tai makrolevistä.

Mikäli vesimuodostuman paineet (hydrologis-morfologinen muuttuneisuus, kuormitus) ja vedenlaadun vaihtelu tunnettiin hyvin ja mikäli aineistoa on kattavasti kaikista biologisista tekijöistä, voitiin myös yksittäisiin näytteenottovuosiin ja -paikkoihin perustuvat luokittelut lukea tähän ryhmään. Myös tässä tapauksessa oli esitettävä luokan määrittämisen tueksi riittävä tieto sekä paineista että vaikutuksista.

4) Arvio muiden vesimuodostumien tietoihin perustuen

Harkinnan mukaan voitiin vesimuodostuman todennäköinen tila arvioida ryhmittelyn periaatteita soveltaen käyttämällä saman maantieteellisen alueen muista vastaavan tyyppisistä vesimuodostumista saatavilla olevaa tietoa. Jokivesistöissä ja soveltuvien osien myös järvissä voitiin hyödyntää ylä- tai alapuolisten muodostumien luokittelutietoja, mikäli kuormituksessa ja luokiteltavien laatutekijöiden kannalta oleellisissa ympäristöolosuhteissa ei tapahdu oleellisia muutoksia. Esim. rannikkovesissä pienten lahtien tai jokietsuaarien a-klorofyllin keskimääräinen taso voi olla mahdollista arvioida empiiristen mallien avulla.

5) Alustava asiantuntija-arvio

Käytetty taustatukena painetarkastelua (esim. VEMALA-malli, valuma-alueen maankäyttö) tai muuta vastaavaa.

Luokittelun taso on esitetty tietojärjestelmässä 2. ja 3. luokittelukaudella seuraavasti:

Koodi	Nimi	Kuvaus
0	Ei luokittelua	Luokitteluun tarvittava aineisto puuttuu tai on riittämätön, esim. vain yksittäisiä havaintoja.
1	Vedenlaatulokitus	Saatavilla riittävä aineisto fysikaalis-kemiallisten muuttujien havaintoja, vain satunnaisia tai epäedustavia biologisia havaintoja.
2	Suppeaan aineistoon perustuva ekologinen luokitus	Saatavilla niukasti luokittelumuuttujien havaintoja ja niukasti luokittelun laatutekijöitä.
3	Laajaan aineistoon perustuva ekologinen luokitus	Käytetty useiden laatutekijöiden ajallisesti ja paikallisesti edustavaa aineistoa.
4	Arvioidaan muiden vesimuodostumien perusteella	Luokiteltu ryhmittelyn avulla, käyttäen saman maantieteellisen alueen muista saman tyyppin vesimuodostumista saatavilla olevaa tietoa.
5	Asiantuntija-arvio	Käytetty taustatukena painetarkastelua (esim. VEMALA-malli, valuma-alueen maankäyttö), kaukokartoitusaineistoa tai muuta vastaavaa.

Mallintamisen ja ryhmittelyn käyttö

Ensimmäisellä suunnittelukaudella ryhmittelyn ja mallintamisen käyttö mainittiin mahdollisuutena, mutta niitä käytettiin hyvin vähän tilaluokan arvioinnissa. Toisella ja kolmannella suunnittelukaudella mallintamista ja ryhmittelyä suositeltiin käytettäväksi laajemmin alustavaan asiantuntija-arvioon perustuvan tila-arvioinnin tukena.

Vesistömallijärjestelmän (Huttunen ym. 2015) vedenlaatu-osion (VEMALA) avulla voidaan laskea koko Suomen kattava kuormituslaskenta kokonaistypelle, -fosforille ja kiintoainekselle sekä vedenlaatuennuste järvien ja jokien kokonaisfosforille, -typelle ja kiintoainekselle sekä järvien a-klorofyllille. Mallinnettua vedenlaatu- ja kuormitustietoa voitiin käyttää taustatietona alustavaan asiantuntija-arvioon perustuvassa luokittelussa niissä vesimuodostumissa, joista havaintoaineistot puuttuivat tai olivat vähäisiä.

Kolmannella kaudella vedenlaatudatan perusteella mallinnettiin rannikon klorofyllipitoisuus sellaisille vesimuodostumille, joilta a-klorofyllidata puuttui (Kotamäki ym. 2019). Malli sovitettiin rannikkovesimuodostumien pitkän ajan aineistoon, jolloin eri syistä johtuva vaihtelu saatiin huomioon. Mallilla oli mahdollista arvioida kunkin vesimuodostuman luokittelujakson keskimääräinen klorofylliarvo ja (keskiarvon) vaihtelu. Mallitulosten perusteella voitiin arvioida myös eri tilaluokkien todennäköisyydet.

Myös ryhmittelyä voitiin käyttää tilaluokittelussa havaintoaineistojen puuttuessa (Tattari & Riihimäki 2017). Ryhmittelyssä samassa pintavesityypissä olevista vesimuodostumista muodostettiin ryhmä, joiden tila arvioidaan yhden tai useamman ryhmän sisällä olevan vesimuodostuman havaintojen perusteella. Ryhmittelyssä taustatietona voitiin käyttää maaperä- tai maankäyttötietoja, satelliittikuvia ja tietoa ihmistoiminnan vaikutusten laadusta ja suuruudesta. Ihmistoiminnan vaikutusten tulee olla vähäisiä ja ryhmän sisällä samaa suuruusluokkaa. Merkittävästi hajakuormitettujen ja pistekuormitettujen vesistöjen tilaluokkaa ei arvioitu ryhmittelyn avulla. Ryhmittelyllä arvioitujen vesimuodostumien tilan luokittelun tasoksi merkittiin Vemuun ”Arvioidaan muiden vesimuodostumien perusteella”.

Tietojärjestelmät

Vesimuodostumatietokanta

Pintavesimuodostumien tilan luokittelu on toteutettu SYKEN ylläpitämässä Herta-ympäristötietojärjestelmän osassa *Vesienhoidon suunnittelu*. Jokaiselle suunnittelukaudelle on tehty oma versionsa, jotta eri suunnittelukausien erot säilyvät ja niihin voidaan palata. Käytännön työssä näitä vesimuodostuma-järjestelmiä kutsutaan lyhenteillä Vemu1, Vemu2 ja Vemu3.

Hertan tietosisältöä, ml. vesienhoidon suunnittelun järjestelmät, on viety myös kaikille avoimeen Internet-ympäristöön (www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Ymparistotietojarjestelmat).

Kolmannelle suunnittelukaudelle otettiin käyttöön teknisesti uudistettu järjestelmä (Vemu3), johon tuotiin aineistoa tietokannoista luokittelutyön sujuvoittamiseksi (ks. Liite 12.1).

Tietolähteiden yhdistäminen ja raportointityökalut

Kolmannella kaudella otettiin käyttöön Power BI -tekniikalla toteutetut raportit (ks. Liite 12.1), jotka tukevat luokittelutyötä tuomalla eri järjestelmistä ja tietolähteistä havaintopaikkakohtaista aineistoa luokittelijan käyttöön. Power BI -tekniikalla on kätevä kohdistaa aineistoihin erilaisia hakuja sekä luoda koosteita ja sisällyttää niihin vesimuodostumakohtainen linkitys Vemu3:een ja mahdollisesti muihin tietojärjestelmiin. Luokituksessa käytettävää aineistoa on mahdollista tarkastella laveammin karttoina, graafeina ja taulukoina. Power BI -raporteissa voidaan esittää myös luokittelukautta edeltäviä aineistoja arvioidun luokan asiantuntija-arvion tueksi.

ELYt voivat tarkastella alustavan arvion taustalla olevaa tietoa ja myös laajemmin muita tietoja raportointityökalun avulla, mutta eivät voi muuttaa taustalla olevia indeksejä tietokantaan. Laatutekijöiden indeksit esitetään Power BI-työkalulla, jossa voi esittää aineistoa pidemmältä ajanjaksolta kuin pelkältä 3. kauden luokitusjaksolta. Esimerkiksi kasviplanktonin luokituksessa käytettävät muuttujat kaikissa vesimuodostumissa esitetään samassa visuaalisessa raportissa, josta voi hakuehdoin tarkastella koko maan, tietyt ELY-keskuksen tai yksittäisen vesimuodostuman tietoja.

4 Pintavesien tyypittely

Sari Mitikka, Pirkko Kauppila, Marko Järvinen ja Ansa Pilke

4.1

Tyypittelyn tausta

Suomalaisten pintavesityyppien järjestelmä kehitettiin vuosina 1999–2006 (Vuori ym. 2006). Tyypit antavat perustan nykyiselle tilanarvioinnille ja luokittelulle sekä seurannan toteutukselle. Pintavesien jaottelu tyyppeihin antaa käsityksen erilaisten vesien esiintymisestä alueellisesti sekä tuottaa pohjatietoa vesienhoitoa varten.

Ensimmäinen ohje tyyppien määrittäystä varten valmistui vuoden 2007 alussa (Pilke 2007). Pintavesityyppien tarkastus ja täydennys tehtiin vuonna 2012 vesienhoidon toisella suunnittelukaudella ja ohje päivitettiin (Pilke 2012). Ohjetta päivitettiin kolmannella suunnittelukaudella täydentämällä sitä EU:n interkalibroinnin tiedoilla (Pilke 2019, julkaisematon). Tässä kappaleessa kuvataan luokittelussa käytetyt pintavesityypit lyhyesti pohjautuen Pilke 2019.

Pintavesityypit määriteltiin ympäristöministeriön kirjeessä (Ympäristöministeriö 2006a), vesienhoitolaissa (1299/2004; muutettu useita kertoja, viimeksi vuonna 2019; nykyisin laki vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä), vesienhoitoasetuksessa (1040/2006; uudistettu useita kertoja, viimeksi vuonna 2016; nykyisin asetus vesienhoidon järjestämisestä) annettujen tekijöiden perusteella.

Vesimuodostumien tyyppien määrittäminen on noudatettu Vesipolitiikan puitedirektiivin (Euroopan yhteisö 2000) liitettä II. Vesimuodostumakäsitteet on määritelty VPD:n artiklassa 2. Suomalaista pintavesimuodostumien määrittämis- ja rajaustyötä varten on tehty Vesimuodostumaohje (Ympäristöhallinto 2012).

4.2

Kansallisten ja EU-tyyppien vertailu

Pintavesityypillä tarkoitetaan luonnostaan samankaltaisten vesien ryhmää, jolle voidaan määritellä luonnontilaiset tai lähes luonnontilaiset vertailuolot biologisia laatutekijöitä varten luotettavasti ja ilman, että tyyppiin kuuluvien vesien luontainen vaihtelu on liian suurta. Tarkoituksena on vesien luontaisen tyyppin määrittäminen. Kullekin pintavesikategorialle (joet, järvet, rannikkovedet) on tehty tyyppikohtainen luokittelujärjestelmä (ks. luvut 5–7).

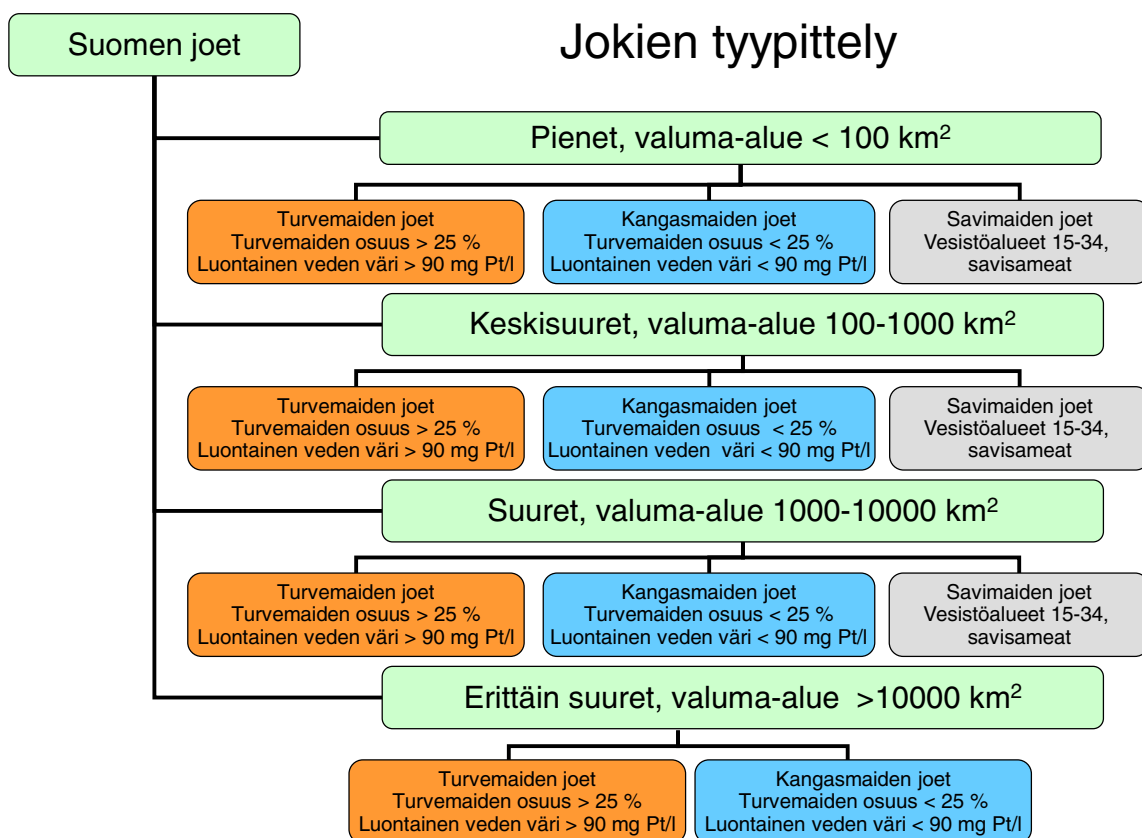
Suomalainen tyyppijärjestelmä perustuu vesipolitiikan puitedirektiivin B-systematiikkaan (Euroopan yhteisö 2000, liite II). Siinä voidaan käyttää vapaammin tyypittelytekijöitä ja määritellä niille numeerisia rajoja kuin direktiivin A-systematiikassa. Kansalliset pintavesityypit on esitelty Liiteissä 4.1–4.3. Niiden vastaavuus EU:n interkalibroinnissa käyttämiin tyyppeihin on esitetty Liiteessä 4.4 (Euroopan yhteisö 2018).

EU:n työryhmissä on kehitetty myös uudet laajat sisävesityypit (Liite 4.5) euroopanlaajuisia tarkasteluja varten (European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine Waters 2015).

4.3

Jokityypit

Tyypittelytekijät on kuvattu alla ja niihin perustuva jokien tyypittely on esitetty kuvassa 12. Jokityypit ja niiden numeeriset rajat on esitetty Liitteessä 4.1.



Kuva 12. Suomen jokien tyypittely.

4.3.1

Kokojaottelu

Jokien valuma-alueen viitteelliset kokoluokat ovat 10–100 km² (pienet), 100–1000 km² (keskisuuret), 1000–10000 km² (suuret) ja yli 10000 km² (erittäin suuret). Koko voidaan määrittellä vesistöaluejaon kolmannen jakovaiheen alueita käyttäen pinta-alaa kunkin osan/vesimuodostuman alarajalla, jos se soveltuu kyseiseen tapaukseen.



Kuva: Jukka Aroviita

4.3.2

Geologia

4.3.2.1

Savimaiden luontaisesti runsasravinteiset joet

Savikkoisten valuma-alueiden joet, joissa saviaineksella on arvioitu olevan luontaisesti selvä samentava ja ravinnetasoa nostava vaikutus, on erotettu turve- ja kangasmaiden jokityypeistä. Työ on asiantuntija-arviointia, jossa on syytä hyödyntää GIS- ja karttatietoja savialueiden määrästä ja sijainnista valuma-alueella, sekä seurantatietoja jokiveden sameusarvoista. Savimaiden jokia esiintyy tyypillisimmin vesistöalueilla välillä Taasianjoki (vesistöalue nro 15) – Eurajoki (nro 34). Näiden valuma-alueiden pääuomat kuuluvat todennäköisimmin savimaiden luontaisesti runsasravinteisiin jokiin. Sen sijaan ko. vesistöalueiden sivu- ja latvauomissa valuma-alueen geologian perusteella voidaan tunnistaa myös turve- ja kangasmaiden jokityyppejä.

Asiantuntija-arviota tehtäessä voidaan käyttää indikaationa jokien nykyisiä sameusarvoja, jotka osoittavat ainakin karkeasti alueet, joilla savialueen valumavesillä on merkitystä. Maankäytön vaikutusten takia savialueiden jokivesien sameusarvot ovat nykyään yleensä hyvin korkeita. Alustavassa työssä voidaan viitteellisenä kriteerinä savisameille jokivesille käyttää arvoa 5 FTU erityisesti vähävetisen talviajan mediaanina tai keskiarvona.

Asiantuntija-arvioinnissa tulee huomioida, että luontaisesti runsasravinteisia jokia voi esiintyä myös valuma-alueilla, joilla savimaiden osuus on pieni. Tällöin runsasravinteisuus voi olla seurausta esimerkiksi lettojen, lehtojen tai kalkkipitoisen kallio-perän vaikutuksesta. Mikäli tällaiset tekijät tunnetaan, eikä luontaisesti korkeiden ravinnetasojen takia tyypittely turve- tai kangasmaiden jokena vaikuta järkevältä, joki voidaan arvion perusteella sijoittaa savimaiden jokityyppiin.

4.3.2.2

Turve- ja kangasmaiden joet

Joet jaotellaan aluksi geologian perusteella turve- tai kangasmaiden jokiin valuma-alueen turvemaasuuden perusteella. Tällöin on huomattava, että osa turvemaista on nykyisin peltoja. Viitteellisenä kriteerinä peltomaan luokitteluksi entiseksi turvemaaksi voidaan etenkin rannikkoalueilla käyttää kaltevuusarvoa $< 0,5 \%$.

Kun turvemaiden osuus ylittää 25% , sijoittuu joki alustavasti turvemaiden tyypppeihin. Tämän jälkeen verrataan jokityyppiä yläpuolisen järven tyyppiin sekä arvioidaan joen luontaisia väriarvoja. Koko yläpuolisen valuma-alueen turvemaaprosentti ei etenkään järvivaltaisilla valuma-alueilla kuvaa aina joen luontaista humuksisuutta. Järven tai järviketjujen sedimentoivasta vaikutuksesta johtuen valuma-alueen alaosassa sijaitseva joki voi olla vähähumuksinen, vaikka laskennallinen turvemaiden osuus koko valuma-alueella olisi esim. yli 30% . Vastaavasti turvemaiden sijoittuminen joen ja sen yläpuolisen järven lähivaluma-alueelle voi heijastua selvänä ruskeavetisyytenä, vaikka turvemaiden osuus koko valuma-alueella olisi esim. alle 20% .

Maankäyttö vaikuttaa humuspitoisuuteen ja veden väriin. Järvityypittelyssä tämä pyritään ottamaan huomioon (ks. kappale 4.5.2). Järven humustyyppiä voidaan soveltaa myös alapuolisen joen tyyppittelyssä. Jokityypittelyssä yläpuolisen järven tyyppittely huomioidaan esim. siten, että joki sijoitetaan pääsääntöisesti turvemaiden jokityyppiin silloin kun yläpuolinen järvi on runsashumuksinen (luontaiseksi arvioitu väri $>90 \text{ mg Pt/l}$).

Arvioinnissa on syytä käyttää apuna joen vedenlaatutietoja. Joen väriarvoja tarkasteltaessa tulee arvioida myös maankäytön vaikutusta. Yläpuolisen valuma-alueen maankuivatus etenkin lähivaluma-alueella nostaa väriarvoja.

Arvioinnin luotettavuus kasvaa, kun käytettävissä on useiden sateisuudeltaan ja virtaamiltaan erilaisten vuosien havaintoja eri vuodenaajoilta. Mikäli jokiveden väriarvojen mediaani tai keskiarvo ylittää viitteellisen raja-arvon 90 mg Pt/l ja väriarvot ovat ko. tasolla jatkuvasti (myös talven vähävetisinä aikoina), kuuluu joki turvemaiden jokityyppiin.

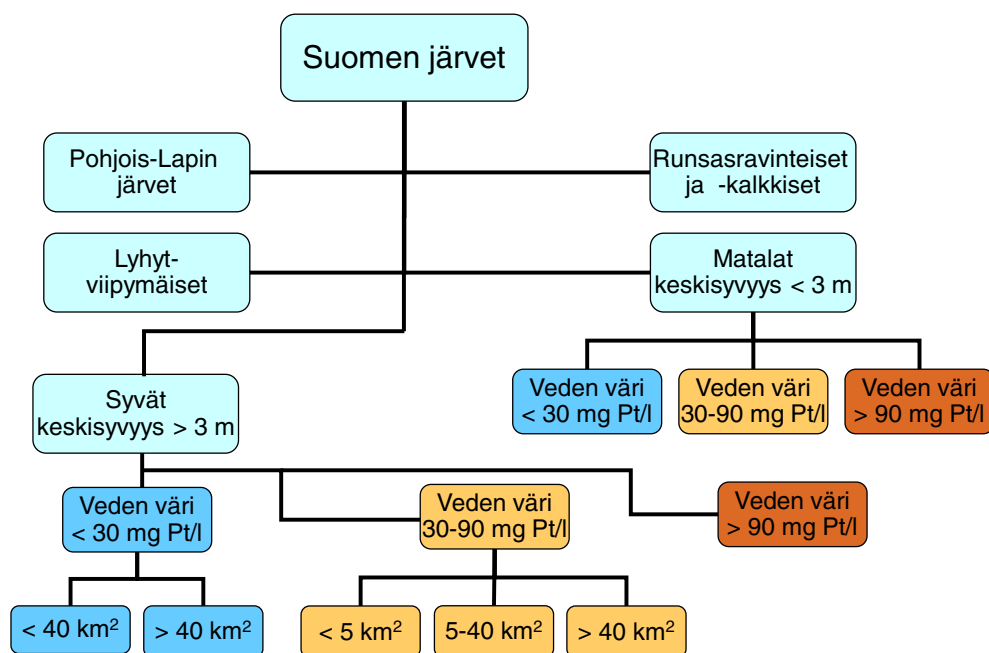
4.3.3

Pohjois-Lapin joet

Pohjois-Lapissa etenkin sellaiset jokivesistöt, joiden valuma-alue sijaitsee pääosin männyn metsänrajan yläpuolella (Liite 4.7), poikkeavat ominaisuuksiltaan muun Suomen jokityypeistä. Nämä erotellaan Pohjois-Lapin turve- ja kangasmaiden jokien alatyypeiksi käyttäen vastaavia valuma-alueen koon, veden luontaisen värin ja turvemaasuuden kriteereitä kuin edellä. Lisäksi erottelevana tekijänä on metsänrajan pohjoispuolisten alueiden osuus valuma-alueen pinta-alasta; viitteellisenä erottelukriteerinä voidaan käyttää noin 50% :n osuutta. On kuitenkin huomioitava, samoin kuin turvemaasuuden kohdalla, ettei yksiselitteistä metsänrajan prosenttiosuuden erottelukriteeriä voida antaa, vaan Pohjois-Lapin jokien tyyppittelyssä on käytettävä tapauskohtaista arviota.

Huom! Joillakin jokien laatutekijöillä käytetään luokittelussa erilaisia luokkarajoja eteläiselle ja pohjoiselle Suomelle. Nämä rajautuvat toisistaan suunnilleen Oulun korkeudella. Kappaleessa 5 annetaan laatutekijäkohtaisesti ohjeet, miten näitä erilisiä luokkarajoja käytetään. Kyseessä eivät siis ole erilliset tyypit tai alatyypit, vaan luokitustekniikka.

Järvien tyypittely



Kuva 13. Suomen järvien tyypittely.

4.4

Järvityypit

Yleisperiaatteena koko järvijoukon osalta on, että luontaisesti runsasravinteiset, luontaisesti runsaskalkkiset ja Pohjois-Lapin järvet erotellaan joukosta, ja jäljelle jäävä järvien enemmistö jaetaan koon, veden värin, järvien syvyyden ja tarvittaessa viipymän perusteella (Kuva 13). Järvityypit ja niiden numeeriset rajat on esitetty Liitteessä 4.2.

4.4.1

Pohjois-Lapin järvet

Pohjois-Lapin järvet erotellaan metsänrajan perusteella (Liite 4.7). Myös muut tiedossa olevat tekijät kuten pinta-ala, keskisyvyys, maksimisyvyys, veden väri ja turve-maaisuus tallennetaan, jos ne ovat tiedossa.

Huom! Järvivesikasveilla käytetään edellä mainitun Pohjois-Lapin lisäksi alueellisesti luokittelussa erilaisia luokkarajoja eteläiselle ja pohjoiselle Suomelle. Nämä rajautuvat toisistaan suunnilleen Oulun korkeudella. Järvien luokittelua käsittelevässä kappaleessa 6 annetaan laatutekijäkohtaisesti ohjeet, miten näitä erillisiä luokkarajoja käytetään. Kyseessä eivät siis ole erilliset tyypit tai alatyypit vaan luokitustekniikka.

4.4.2

Runsasravinteiset järvet

Tyypin määrittelyssä tärkeää on erottaa ne järvet, joiden valuma-alueen maa- tai kal-lioperä on aiheuttanut järvien enemmistöön verrattuna luonnostaan suurehkot veden ravinnepitoisuudet. Suuret ravinteiden ja kalkin pitoisuudet voivat esiintyä myös samassa järvestä. Samoin humuspitoisuus voi vaihdella tässä tyypissä. Luontainen runsasravinteisuus on tärkein tekijä ja järvet tyypitellään etusijassa sen perusteella.



Kuva: Auri Sarvilinna

Luontaisesti runsasravinteisia järviä esiintyy etenkin savialueilla. Tyypille ei ole vertailupaikkoja, joten vertailuolojen määrittely on perustettava pääasiassa muille menetelmille.

Järvet määritetään tähän tyyppiin maaperätietojen tai aikaisempien tutkimustulosten avulla. Paleolimnologista aineistoa voidaan käyttää hyödyksi. Maaperätietojen avulla voidaan arvioida valuma-alueen savialueiden sekä muun runsasravinteisen maa- tai kallioperän vaikutus järveen.

Karkeana kriteerinä voidaan pitää päällysveden talviaikaista sameutta yli 5 FTU. Matalissa järvissä sameus voi johtua happitilanteen huononemisen vaikutuksista. Tyypin järvien valuma-alueilla dominoivat selvästi savimaat (> 33 % valuma-alueesta). Jos rannan lähellä on savialueita, niiden merkitystä voidaan painottaa. Mikäli valuma-alueella esiintyy dominoivassa määrin muita hienoja/runsasravinteisia maalajeja kuin savea, järvi luetaan tähän tyyppiin. Esimerkkinä tällaisesta voitaneen pitää Iisalmen reittiä.

Maristo (1941) on erotellut eutrofiseen ryhmään kuuluviksi järvikaisla- (*Scirpus lacustris* nykyisin *Schoenoplectus lacustris*) ja osmankäämi - ratamosarpio (*Typha - Alisma*) – kasvillisuustyyppien järvet. Näissä luonnostaankin sameavetisissä järvissä tavaataan edellä mainittujen ilmaversoisten tyyppilajien lisäksi myös runsaasti irtokelluvia ja kelluslehtisiä. Lisäksi ryhmään voidaan lukea myös vita-kasvillisuustyyppin (*Potamogeton*) järvet, joita esiintyy etelärannikon kalkkivaikutteisilla alueilla. Tietoja vesikasvilajistosta lähes luonnontilaisissa oloissa voidaan käyttää apuna luontaista tyyppiä määritettäessä.

4.4.3

Runsaskalkkiset järvet

Tyyppin vesille on ominaista oloissamme suuri kalkkipitoisuus. Niin sanotut kalkkijärvet, joita luonnehtivat tyypilliset vesikasviyhteisöt, kuuluvat tähän tyyppiin. Niiden lukumäärä ei ole kovin suuri ja alueellinen esiintyminen painottuu lähinnä Kuusamoon. Tämän tyyppin järvissä saattaa olla kohtalainen humuspitoisuus.

Suuri luontainen alkaliniteetti on ensisijainen peruste tyyppille. Kriteerinä käytetään päällysveden alkaliniteetin mediaanin (tai keskiarvon) yli 0,4 mekv/l arvoja ensisijassa kevättalvella tai syksyllä. Tyyppin kannalta harhaanjohtavina arvoina voi esiintyä pilaantumisen, runsaan levänkasvun, tai hapettomuuden kohottamia alkaliniteetteja. Hapettomuuden esiintyminen talviaikana järvessä antaa aiheen tarkempaan arviointiin. Kevättalvella voi alkaliniteettia alentaa happamien sulamisvesien vaikutus pintavesissä (varsinkin 1 metrin näytteet).

Tyypilliset kalkkijärvet voidaan tunnistaa tai varmistaa vesikasvillisuustietojen perusteella. Mariston (1941) botaanisessa järvien tyypittelyssä merivita – näkinpartais- (*Potamogeton filiformis* - *Chara*) ja sahalehtityypit (*Stratiotes*) edustavat kalkkijärviä. Molemmille on tyypillistä nimikkolajien ohella näkinpartaisten kasvustot. Jälkimmäinen tyyppi on luontaisesti rehevä.

4.4.4

Hyvin lyhytviipymäiset järvet

Hyvin lyhytviipymäiset erotellaan muista järvistä biologian erilaisuuden takia. Viipymältään enintään noin 10 päivää olevat järvet sijoitetaan tähän tyyppiin. Vaihtoehtoinen kriteeri on järven pinta-alan suhde valuma-alueen pinta-alaan, jonka ollessa 1/1000 tai pienempi, voidaan järvi sijoittaa tähän tyyppiin.

4.4.5

Muut järvet

4.4.5.1

Pinta-ala

Erikokoiset järvet erotellaan järven pinta-alan perusteella kolmeen ryhmään: alle 5 km², 5-40 km², ja yli 40 km² (Kuva 13). Pinta-ala määritetään järvirekisterin tietojen avulla. Jos vesimuodostuman rajausta on eri kuin järvirekisterin rajausta, pinta-ala määritetään paikkatietojen avulla. Tyypit soveltuvat pääasiassa yli 50 ha:n (0,5 km²) järville, mutta niitä voidaan soveltaa tarvittaessa jonkin verran pienemmillekin järville, lähinnä 10 ha:n kokoluokasta alkaen. Pinta-alarajoissa voidaan perustellusti joustaa hieman muiden tekijöiden tarkastelun ja asiantuntijatarkastelun perusteella (Liite 4.7).

4.4.5.2

Humuspitoisuus

Järvien pääjoukko jaetaan niiden luontaisen humuspitoisuuden perusteella kolmeen ryhmään, joita kuvataan veden värin avulla: veden väri < 30 mg Pt/l, 30–90 mg Pt/l ja yli 90 mg Pt/l (Kuva 13).

Arviointiperusteena käytetään veden humuspitoisuutta, valuma-alueen humusmaiden osuutta, tai molempia yhdessä.

Jos arvioidaan, että veden väri ei poikkea oleellisesti luontaisesta väristä, tyyppin määrittämisessä voidaan käyttää suoraan viimeisinä vuosikymmeninä tutkittua veden väriä. Tällainen voi tilanne olla valuma-alueilla, joihin ei kohdistu erityistä piste- tai hajakuormitusta, ojitusta tai muuta muuttavaa toimintaa. Järvien tummuminen (Björnerås ym. 2017) on haaste luonnontaisen värin ja humuspitoisuuden

määrittämiselle. Värin analyysimenetelmän muutos komparaattorimenetelmästä fotometriseen vuonna 2018 aiheuttanee väritrendeihin muutoksia. Fotometrinen menetelmä vaatii näytteen esikäsittelyn suodattamalla, jota komparaattori määrittämisessä ei ole käytetty. Esikäsittelyn eron vuoksi näiden kahden menetelmän antamat tulokset eivät voi täysin vastata toisiaan.

Tilanteen arvioinnissa voidaan käyttää tukena trenditarkastelua ja muita tietoja järven kehityksestä ja kuormituksesta, varsinkin merkittävimmissä tapauksissa.

Veden väri määritetään ensisijassa kevättälvella päällysvedestä tai syksyllä täyskierron aikana. Voidaan käyttää myös koko vuoden tai muiden vuodenaikojen arvoja, jolloin perustelu ajankohdalle voidaan todeta kuvauksessa. Kesäajan tai tuotantokauden tuloksissa on arvioitava levien tai mahdollisen sameuden häiritsevä vaikutus. Jos käytettävissä on muita vedenlaatutekijöitä kuin veden väri, voidaan tarvittaessa muuntaa tulokset vastaamaan veden väriä ja merkitä muuntaminen muistiin. Tällaisia tekijöitä ovat kemiallinen hapenkulutus ja orgaaninen kokonaisuhiili TOC, ja hyvin varauksellisesti näkösyvyys. Näkösyvyyttä voidaan käyttää kartoittavassa tutkimuksessa, jos on todennäköistä, että vedet alueella ovat lähes luontaisessa tilanteessa eikä sameutta esiinny. Jos järven väriarvot katsotaan luontaisesta poikkeaviksi ihmistoiminnan vaikutuksien takia tai niitä ei ole käytettävissä, voidaan käyttää myös valuma-alueen turvemaiden osuutta humuspitoisuuden arviointiin tai osana sitä. Yksittäisen järven humuspitoisuuden luotettava arviointi on nykytilanteessa vaikeaa pelkkien valuma-alueen maaperä- tai maankäyttötietojen perusteella.

Turvemaiden aineistonäkökohtia esitetään Liitteessä 4.7.

4.4.5.3

Syvyys

Matalat järvet (keskisyvyys alle 3 m) erotetaan vastaavista syvemmistä (keskisyvyys yli 3 m), koska niiden ominaisuudet ovat monessa suhteessa erilaisia. Kriteerinä käytetään tunnettua tai arvioitua keskisyvyyttä (ks. Liite 4.7). Suurissa järvissä 3 metrin keskisyvyysraja on ilmeisesti yleensä aina liian pieni kerrostumattomien järvien erottamiseksi. Näin matalia suuria järviä on kuitenkin vähän.

Järvi voidaan varsinkin kartoittavassa tyypittelyssä sijoittaa matalaan tyyppiin, arvioimalla maastonmuotojen tai alueen järvien yleisten ominaisuuksien perusteella. Vesinäytteenoton tai esim. kasvillisuuskartoitusten yhteydessä tehty syvyyshavainnointi antaa taustatietoa varsinkin pienistä järvistä. Vaihtoehtoisesti voidaan kartoitusluontoisessa tyyppien määrittelyssä jättää matalat järvet erottelematta eli käytetään vastaavaa keskisyvää tyyppiä.

4.5

Rannikkovesityypit

Pirkko Kauppila

4.5.1

Tyyppiä määrittävät tekijät

Liitteessä 4.3 on esitetty rannikkovesityypit ja niiden kuvaukset. Suomen aluevedet käsittävät valtakunnan maa-alueeseen välittömästi liittyvän meren osan. Rannikkovesien ulkorajauksena on vesienhoitolaissa annetun määritelmän mukaisesti yksi merimaili ulospäin perusviivasta eli sisemmästä aluevesirajasta. Suomen rannikon ulkopuolelle muodostuu näin ollen 1 300 km pitkä raja, jonka sisään jää vesipuiterektiivin mukaisia Suomen rannikkovesiä noin 34 000 km².



Flada. Kuva: Riku Lumiaro

Rannikkovesien tyypittely tehtiin Euroopan komission yhteisen toimeenpanostrategian mukaista ohjetta noudattaen (Euroopan yhteisö 2003b), minkä tarkoituksena oli mahdollistaa yhteensopiva tyypittely muiden Itämeren maiden kanssa. Rannikkovesityyppien keskeisimpinä rajauserusteina olivat veden suolapitoisuus, veden syvyys, aallokon vaikutus, veden sekoittumisolot, veden viipymä, pohjan laatu ja jäätälven pituus (Euroopan yhteisö 2003b). Tietoa eliöiden levinneisyysrajoista suhteessa tyypittelytekijöihin on myös hyödynnetty tyypittelypäättöksiä tehtäessä (Kangas ym. 2003). Esimerkiksi tietyt suolaisuustasot asettavat fysiologisen rajan monelle merieliölle, kuten 3 promillen raja rakkuhaurulle (*Fucus vesiculosus*) Merenkurkussa. Yleisesti ottaen Suomen rannikkovesien tyypittely on osoittautunut mielekkääksi pohjaeläinaineistoilla tehdyssä testissä (Perus ym. 2004).

Suomen rannikkovesialueet on tyypitelty ensin lähinnä suolaisuusluokituksen avulla, sekä pituus- ja leveysasteita apuna käyttäen merialuekohtaisesti Suomenlahteen, Saaristomereen, Selkämereen, Merenkurkkuun ja Perämereen (Kangas ym. 2003; vrt. Pitkänen ym. 2001, HELCOM 2010).

Itämeren suojelukomission (HELCOM) merialueista poiketen Suomenlahti on nykyisessä rannikkovesien tyypittelyssä jaettu Porkkalanniemen kohdalta kahteen osaan, josta läntinen on liitetty Saaristomeren yhteyteen. Suomen rannikkovesityyppien alueellinen esiintyminen esitetään Kuvassa 4.

Ensimmäisessä tyypittelyehdotuksessa raja kulki Porvoon edustalla (Kangas ym. 2003). Saaristomeren ja Selkämeren raja kulkee Uudenkaupungin seudulla. Merenkurkuksi rajataan Närpiön ja Uudenkaarlepyyn välinen alue, jonka pohjoispuolelta alkaa Perämeren alue. Sitten tutkimukset pohjan laadusta antavat osaltaan tukea edellä mainitulle karkealle jaolle: Perämerellä vallitseva pohjasedimentti on hiekka, moreeni (ja muta/hiesu), kun taas Selkämerellä ja Merenkurkussa se on moreeni (Al-Hamdani ym. 2007, Al-Hamdani & Reker 2007). Saaristomerellä ja Suomenlahdel-

la merenpohja muodostuu mosaiikkimaisesti sekasedimenteistä lukuun ottamatta itäisintä Suomenlahtea, jossa pohjasedimentti koostuu pääosin hiesusta/mudasta.

Ympäristöolosuhteet ja eliöstön lajistokoostumus poikkeavat kuitenkin Suomen sisä- ja ulkosaaristossa toisistaan, ja näin ollen merialuekohtainen jaottelu ei erottele rannikkovesiä riittävällä tarkkuudella. Rannikkovedet voitiin jaotella pääasiassa veden kerrostuneisuusolojen, aallokon vaikutuksen ja jääpeitteen keston perusteella edelleen sisempiin ja ulompiin rannikkovesialueisiin (Kangas ym. 2003).

Merialueiden syvyys on yksi veden kerrostuneisuusoloja säätelevä tekijä. Suomen sisemmät rannikkovesialueet ovat matalia, yleensä alle 10 metriä syviä, ja siksi vesi on kesällä vertikaalisesti hyvin sekoittunut. Ulommat rannikkovesialueet ovat syvempiä, mutta kuitenkin yleensä alle 30 metriä syviä vesiä. Niissä lämpötilan harppauskerros, termokliini, muodostuu kesällä 15–20 metrin syvyyteen. Veden kerrostuneisuusolot ovat tärkeä planktonyhteisön määrää ja jakautumista määrittävä tekijä.

Aallokon vaikutusta voitiin kuvata saaristoiden ja suojaisuuden avulla. Tämä tekijä on keskeinen mm. pohjakasvillisuuden esiintymiselle. Sitten aallokon vaikutuksen voimakkuus on kyetty mallintamaan koko Itämeren alueelle (Wijkmark ym. 2010). Tulokset ovat sopusoinnussa sen kanssa, miten Suomen rannikkovesityypit on kuvattu aallokon vaikutuksen perusteella (ks. Liite 4.3).

Rannikkovesien vyöhykkeisyyttä voitiin määrittää myös jääpeitteen keskimääräistä kestoä kuvaavan jääkartan avulla (Leppäranta ym. 1988). Jääpeitteen kesto ei sellaisenaan kuulu vesipuitelidirektiivin tyypittelytekijöihin, mutta se voidaan johtaa veden keskilämpötilasta ja lämpötilan vaihteluvälistä. Ekologisesti jääpeitteen kesto on kuitenkin pohjoisella Itämerellä merkityksellinen tekijä, koska se määrittää kasvukauden pituuden ja kuvaa siten välillisesti meriekosysteemin ominaispiirteitä. Jäätälven pituus liittyy esimerkiksi sedimentaatioon, joka vaikuttaa edelleen mm. pohjaeläinyhteisöjen määrään ja rakenteeseen.

Vesipuitelidirektiivi antaa mahdollisuuden päivittää pintavesien tyypittely tietyin väliajoin. Suomen rannikkovesien tyypittelyn päivittäminen on nähty tarpeelliseksi mm. joidenkin suurempien jokiestuaarien kohdalla. Estuaarit tulisi liittää jokien vaihettumisalueisiin ja tyypitellä ne sitten vaihettumisalueille annettujen kriteerien perusteella (ks. Euroopan yhteisö 2003c). Suomen pienet jokiestuaarit ovat kukin omanlaisiaan (mm. Meeuwig ym. 2000), ja haasteena on mallintaa kullekin vaihettumistyyppille vertailuolot.

4.5.2

Vesimuodostumien rajaukset ja tausta-aineistot

Rannikkovesityyppien ja -muodostumien rajaukset on tehty alun perin käyttäen hyväksi ns. ranta250-aineistoa. Vuonna 2009 rajaukset on siirretty ns. ranta10 -aineistoon vuonna 2009. Tässä vaiheessa muodostumien rajaukset on myös tarkistettu. Jokivedet on rajattu eroon rannikkovesistä ranta10 -aineistoa hyväksi käyttäen. Jokisuiistoille ei ole määritetty erillisiä jokien vaihettumisvyöhykkeiden tyyppejä ("transitional waters"). Rannikkovesien tyypittelyssä on jätetty huomiotta keinotekoisesti auki pidettävät fladat ja kluuvijärvet, joista jälkimmäiset on käsitelty järvien yhteydessä (Liite 4.7).

Nykyisen tyypittelyn karttapohjaiset rajaukset perustuvat pääosin 1:50 000 mittakaavaisiin merikarttoihin, mutta osin on käytetty hyväksi myös peruskarttoja. Hertan vedenlaaturekisterin (Vesla) tietojen pohjalta on tuotettu alueellista tietoa mm. suolaisuudesta ja näkösyvyydestä. Vesimuodostumien keskimääräiset syvyydet voidaan laskea ArchMap-työkaluja hyödyntäen. Nykyisessä tyypittelyssä suojaisuus/avoimuus on arvioitu merikarttoilta tarkastelemalla saarten sijaintia ja määrää sekä kokoa ja kynnyksiä. Vastaisuudessa aallokon vaikutusta on mahdollista arvioida käyttämällä hyväksi mallinnettua, indekseihin perustuvia karttapohjaisia tietoja

(mm. Wijkmark & Isæus 2010). Lisäksi on saatavilla tutkittua tietoa Itämeren jäätälven keskimääräisestä pituudesta tai levinneisyydestä (mm. Leppäranta ym. 1988). Tyypittelyssä voidaan jatkossa hyödyntää myös jokivesien leviämistä tai humuspi-toisuuksien alueellista jakautumista kuvaavia kaukokartoitustuotteita. Vesialueiden paikallistuntemus on kuitenkin olennainen osa käytännön tyypittelytyössä.

4.5.3

Rannikotyyppien ja -muodostumien rajausta käytännössä

Rannikkovesityyppien ja -muodostumien rajaukset on tehty käytännössä ELY-keskuksissa (entiset alueelliset keskuskeskukset) vahvaan paikallistuntemukseen nojaten. Työ on ohjeistettu Suomen ympäristökeskuksessa.

Merialuekohtainen rajausta noudattaa soveltuvin osin Itämeren suojelukomission (HELCOM) merialuejakoa (vrt. HELCOM 2010). Sisä- ja ulkosaaristotyyppien välisen rajan hahmottelu tapahtuu merikartalla ulointa kynnystä pitkin. Sisäsaaristo on koko se alue, jossa vesi vaihtuu yhden tai useamman kynnnyksen kautta. Rajausta voi kulkea saaria pitkin ja saaret ovat mieluummin kokonaisuudessaan sijoitettava yhden tyyppien alueelle. Selkämeren ja Perämeren avoimilla rannikkoalueilla ei välttämättä ole tämän vaiheen rajaukseen niin suojaisia alueita, että niitä tulisi erikseen huomioida. Selkämerellä rannikon saaristo on keskimäärin hyvin kapealla vyöhykkeellä, eikä paikoin varsinaista sisä- tai edes ulkosaaristoa esiinny lainkaan. Laajimmillaan Pohjanlahden saaristoalue on Merenkurkussa Vaasan kohdalla.

Syvyys-suhteet, alueen avoimuus ja veden vaihtuvuus huomioidaan seuraavasti. Rajanveto tehdään saari- tai matalikkolinjaa pitkin siten, että:

- merenkäynnille, tuulelle ja jään kulutukselle avoimet, uloimmat, kallioiset ja kivikkoiset, tai "syvään veteen" rajoittuvat saarenkärjet jäävät ulkosaaristotyyppisiin, kun taas
- sulkeutuneemmat, matalammat alueet sekä saarten/luotojen erottamat, rannikon läheiset alueet jäävät sisäsaaristotyyppisiin.

Yksittäisiä pikkusaaria ja luotoja ja niitä ympäröiviä pienialaisia matalikoita ei tarvitse huomioida, jos ne ovat kaukana ulkosaaristossa. Erityisesti Selkämeren sisempien ja ulompien rannikkovesien välisen rajan linjaus ei ole helppoa, koska avomeri ulottuu monin paikoin rannikolle asti, ja luonnollisia rajoja muodostavia saaria ja saarivyöhykkeitä on vähän. Näillä alueilla rajauksiterinä voidaan käyttää erityisesti veden syvyyttä ja tietoja veden laadusta sekä eliöstön esiintymisestä.

ELY-keskusten rajalla linjaukset sovitetaan yhteen. Vaikeasti tulkittavissa kohdissa voidaan käyttää asiantuntija-arviota.

4.6

Tietojen tallennus

Tyypitieto ja sitä koskevat perustiedot on tallennettu Hertta-tietojärjestelmän Vemu-osioon, jonne tallennetaan myös uudet tai muuttuneet tiedot. Vain järville on ollut mahdollista tallentaa tyyppien perusteluita, kuten vedenlaatu-tietojen ajanjakso, vuodenaika, vesikerros, käytetyt tunnusluvut, sekä tarpeelliset kirjallisuus- tai aineistoviitteet. Järvien tyypittelyä varten laadittiin 1. suunnittelukaudella Hertan järvirekisterin yhteyteen tyypittelyä tukeva osuus. Joille ja rannikkovesille ei vastaava järjestelmää ollut tarjolla.

5 Jokien luokittelu

Jokien ekologisen tilan biologisia laatutekijöitä ovat kasviplankton, makrofytyt ja fytobentos (eli vesikasvillisuus ja päällykslevät), pohjaeläimet ja kalat. Kasviplanktonia ei käytetä Suomessa jokien tilan arvioinnissa, kuten ei myöskään Ruotsissa ja Norjassa. Kasviplankton ei pohjoisissa jokivesissä kuvaa jokien tilaa ja sen pois jättämisestä jokien tilan arvioinnissa on tehty yhdessä Ruotsin ja Norjan kanssa interkalibrointiperustelu nk. GAP-tarkasteluna (Suomen ympäristökeskus 2016). Suuremmissa jokivesissä mahdollisesti esiintyvät leväkukinnat voidaan kuitenkin ottaa huomioon luokittelupäätöstä tehtäessä.

Jokivesien biologisten tekijöiden tilan arviointi perustuu näytteenottoihin nopeasti virtaavilta koskipaikoilta. Näiden tilan luokittelun laskennalliset kriteerit (vertailuarvot ja luokkarajat) perustuvat pääsääntöisesti ihmistoiminnan vähiten vaikuttamien ns. vertailupaikkojen aineistoihin (Taulukko 2, seuraavalla sivulla). Hitaasti virtaavien suvantojaksojen näytteenottomenetelmiä ei ole toistaiseksi kehitetty. Alustavassa vesikasvimenetelmässä on tosin tehty kartoituksia myös suvantojaksoilta.

5.1

Vesikasvit

Jokivesikasvien tilan luokittelun kansallista menetelmää ei ole vielä kehitetty valmiiksi. Jokivesikasvien maastomenetelmää on kehitetty SYKEssä (ks. Suomen ympäristökeskus 2019b, Järvinen ym. 2019). Menetelmällä on kerätty aineistoa MaaMet-hankkeen (Maa- ja metsätalouden kuormituksen ja sen vesistövaikutusten seuranta) jokipaikoilta ja niiden vertailupaikoilta vuosina 2009–2015 (Taulukko 2, seuraavalla sivulla), ja tehty alustavaa tarkastelua sopivasta luokittelumenetelmästä (Rääpysjärvi ym. 2016). Alustava luokittelumenetelmä interkalibroitiin yhdessä Ruotsin ja Norjan kanssa vuonna 2018 käyttäen yhteistä rehevöitymisindeksiä (*trophic index Tic*) (Ecke ym. 2018, Euroopan yhteisö 2018).

5.2

Päällykslevät

Satu Maaria Karjalainen

Jokien ekologisen tilan luokittelussa päällykslevistä käytetään koski- tai virtapaikkojen kivilta kerättyjä piilevänäytteitä (Eloranta ym. 2007, Järvinen ym. 2019). Näytteet otetaan usein samanaikaisesti ja samoilta alueilta kuin pohjaläinnäytteet. Näytteenotto tehdään elo-lokakuussa. Piilevänäyte koostuu viiden kiven kokoomanäytteestä.

Taulukko 2. Jokien biologisten laatutekijöiden laskennallisten vertailuarvojen ja luokkarajojen määrittelyssä käytettyjen vertailupaikkojen lukumäärät, pintavesityypeittäin ja PoLa-alatyypeittäin toisella luokittelukaudella. P = pienet joet, K = keskisuuret joet, S = suuret joet, ES = erittäin suuret joet, t = turvemaiden joet, k = kangasmaiden joet, sa = savimaiden joet, PoLa = Pohjois-Lapin joet.

Tyyppi*	Päällyslevät	Vesikasvit ²	Pohjaeläimet	Kalat
Pt (H) ¹	8		28	
Pk (H) ¹	10		53	
Pt	34	12	60	8
Pk	37	6	61	4
Psa	1	2		
Kt	29	8	47	44
Kk	39	7	27	30
Ksa		5		1
St	14	4	18	58
Sk	19	4	19	71
Ssa				
ESk			4	21
ESk	11		1	
Pk-PoLa (H) ¹			19	
Pk-PoLa	14		17	
Kt-PoLa	5			
Kk-PoLa	17		11	
St-PoLa				
Sk-PoLa			7	12
ESk-PoLa	6		1	
Yht.	244	48	373	249

*Tyypittely perustuu joko havaintopaikan ominaisuuksiin (havaintopaikan valuma-alueen koko ja geologia; päällyslevät ja pohjaeläimet) tai vesimuodostuman tyyppiin (Hertan VEMU-osio; vesikasvit ja kalat).

¹Hyvin (H) pienille (valuma-alueen pinta-ala < 10 km²) jokivesille 2. kaudella muodostetut erilliset alustavat luokittelukriteeristöt.

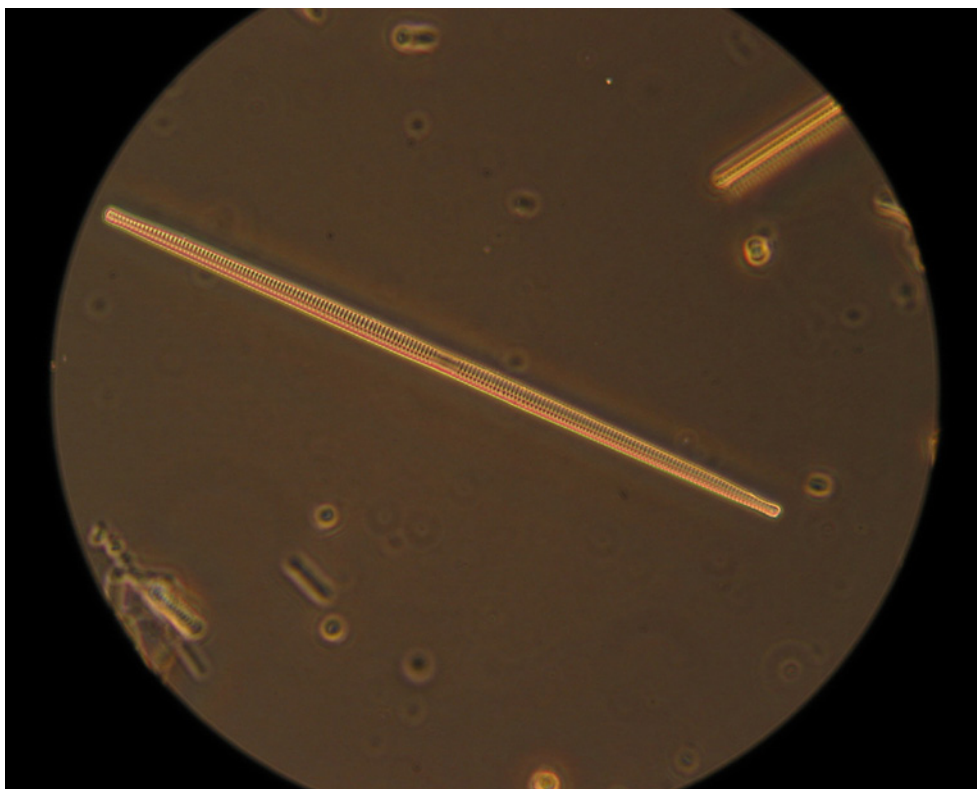
²Ei luokittelujärjestelmää. Taulukossa on esitetty SYKEN vuosina 2010–2011 keräämät aineistot.

Näyte käsitellään (näyte kivien harjaus) ja kestäväidään maastossa. Erikoistapauksissa (näytteenottoon soveltuvien kivikkohabitaattien puuttuessa) piilevänäytteenottoon on voitu käyttää paikalla inkuboitavia kivikoreja.

Luokittelu perustuu 2. kaudelle kehitettyyn menetelmään, jossa lasketaan piilevyyhteisöstä kaksi muuttujaa: tyyppille ominaisten piilevätaksonien esiintyminen (TT, ks. Liite 6.1) ja lajiston prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA-indeksi, ks. Liite 6.2). Samoja muuttujia käytetään myös useissa muissa laatutekijöissä. Selvitysten perusteella nämä muuttujat antavat edustavamman tila-arvion kuin ensimmäisellä kaudella käytetty ja yleisesti sovellettu (Eloranta & Soininen 2002) IPS-indeksi.

Luokittelumenetelmä interkalibroitiin vuonna 2007 (Kelly ym. 2007) ja interkalibroititulos tarkastettiin 2011. Tarkistettu kansallinen menetelmä osoitettiin vuonna 2016 nk. GAP tarkastelulla (Suomen ympäristökeskus 2016) olevan interkalibroitinpäätöksen mukainen (Euroopan yhteisö 2018). Menetelmä interkalibroititiin myös erillisessä hyvin suurten jokien työryhmässä (Birk ym. 2012, Euroopan yhteisö 2018).

Päällyslevillä luokittelun pohjana käytetään koskipaikkojen valuma-alueen kokotyypittelyyn perustuvaa jaottelua. Geologian jaottelua ei oteta huomioon. Koskipaikat ryhmitellään kunkin koskipaikan valuma-alueen koon perusteella kokotyyppeihin.



Ulnaria ulna. Kuva: Satu-Maaria Karjalainen

Piilevien jokityyppiryhmäkohtaiset vertailuarvot ja luokkarajat on muodostettu erikseen Pohjois- ja Etelä-Suomelle. Etelä-Suomeen luetaan Vuoksen, Kymijoen, Siikajoen ja Lumijoen vesistöalueet sekä niitä eteläisemmät vesistöalueet (Liite 7.1). Lisäksi Pohjois-Lapin (alatyypin PoLa) jokipaikoille on omat vertailuarvot ja luokkarajat. Savimaiden jokien vertailuolot perustuvat Etelä-Suomen vertailupaikkoihin.

Suurten (valuma-alueen koko 1000–10000 km²) ja erittäin suurten jokien (valuma-alueen koko > 10000 km²) vertailuolot ja luokkarajat ovat samat. Hyvin pienille jokivesille (valuma-alueen koko < 10 km²) on luokittelun kehitystyössä muodostettu alustavat erilliset luokittelukriteerit, lukuun ottamatta Etelä-Suomen aluetta, mistä ei ole vertailuaineistoa. Tämän kokoluokan jokivesiä ei pääsääntöisesti luokitella. Luokittelu voidaan kuitenkin tehdä, jos kyseisellä joella on erityistä merkitystä vesienhoitoalueella (esimerkiksi luonnonsuojeluperuste).

Kaikkien muuttujien vertailuarvo on vertailupaikkojen tyyppikohtainen keskiarvo. Erinomaisen ja hyvän luokan raja-arvo on kiinnitetty vertailupaikkojen tyyppikohtaisen ELS-jakauman alakvartiiliin (25. prosenttipiste, 25P). Huonon luokan alaraja on kiinnitetty nollaan. Muut luokkarajat on asetettu tasavälisesti niin, että hyvän ja tyydyttävän luokan raja-arvo ($Hy/T = \frac{3}{4} * 25P$, tyydyttävän ja välttävän luokan raja-arvo ($T/V = \frac{1}{2} * 25P$, ja välttävän ja huonon luokan raja-arvo ($V/Hu = \frac{1}{4} * 25P$.

Lopullinen päällyslävien tilaluokka määräytyy muuttujien skaalattujen ELSien keskiarvona.

Päällyslävien käyttö tilan arviointiin edellyttää yhdenmukaistettua taksonomiaa, joka sisältää myös tiettyjen lajien osalta piilevätaksonien ryhmittelyä. Ryhmiteltyyn taksoniin yhdistetään taksoniin liitetyt lajit ja niiden synonyymit (Suomen ympäristökeskus 2019c).

Muuttujat on laskettu vesienhoidon luokittelua varten keskitetysti SYKEssä. Laskennassa on käytetty tietoa näytepaikan yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta, jos valuma-alue on ollut SYKEssä rajattuna. Tiedon puuttuessa on käytetty kyseisen

vesimuodostuman kokotyypin perustuvaa jaottelua. Laskentaan on tehty SYKEssä Excel-laskentapohjat helpottamaan indeksien käyttöä erilaisissa vesien tilan selvityksissä (Suomen ympäristökeskus 2019d). Tyypikohtaiset lajilistat löytyvät laskentapohjilta ja luokittelun ohjeistussivulta (Suomen ympäristökeskus 2019c).

5.3

Pohjaeläimet

Jukka Aroviita, Heikki Mykrä ja Kari-Matti Vuori

Jokien pohjaeläimistön tilan luokittelu perustuu 1. suunnittelukaudelle kehitettyyn menetelmään, jossa on kolme eläimistön tilaa kuvaavaa muuttujaa. Nämä ovat tyypille ominaisten pohjaeläintaksonien lukumäärä (TT, ks. Liite 6.1), tyypille ominaisten EPT-heimojen (päivänkorennot, koskikorennot ja vesiperhoset; *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*; EPTh) lukumäärä, ja lajiston prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA-indeksi, ks. Liite 6.2).

Näytteenotto tehdään ns. potkuhaavimenetelmällä (standardi SFS 5077; ks. Järvinen ym. 2019) koskipaikkojen pohjaeläimistöstä. Näytteiden eläimet tulee määrittää vesiseurannoissa käytetyn yhdenmukaistetun taksonomian mukaan.

Luokittelua voidaan soveltaa hydro-morfologialtaan muutettuihin koski-/virtapaikkoihin, joissa ns. potkuhaavinäytteiden otto on mahdollista. Metodi ei sovellu niihin jokijaksoihin, mistä koskijaksot on hävitetty vesirakentamisen vuoksi.

Luokittelumuuttujien laskenta tehdään kokoomanäytteistä, jotka muodostetaan laskemalla yhteen rinnakkaisnäytteissä havaittujen pohjaeläintaksonien yksilömäärät. Vertailuaineistot koostuvat pääsääntöisesti pienten (pKi) ja isojen (iKi) kivien 30 sekunnin rinnakkaisnäytteistä yhdistettyihin 2 minuutin koskikohtaisiin kokoomanäytteisiin. Vertailukelpoisuuden säilyttämiseksi myös tilan arviointi tulee perustua vastaavaan näyteponnistukseen (2 minuutin kokoomanäyte kustakin koskesta). Mikäli käytössä on useampia rinnakkaisnäytteitä, täytyy näistä luokitteluun erikseen valita neljä rinnakkaisnäytettä. Luokittelussa suositellaan mahdollisuuksien mukaan käytettäväksi etupäässä nopean virtauksen alueelta otettuja näytteitä (pKi ja/tai iKi). Mikäli tämä ei ole mahdollista, valitaan yhdistettävät näytteet satunnaisesti. Kolmannelle luokittelukaudelle tehdyssä keskitetyssä laskennassa kyseisten näytteiden poiminta pohjaeläirekisterin aineistosta automatisoitiin.

Tyyppiominaisten EPT-heimojen lukumäärä on kullekin tyypille ominaisten päivänkorento-, koskikorento- ja vesiperhosheimojen havaittu lukumäärä. Muuttuja kuvaa tärkeiden taksonomisten ryhmien esiintymistä ja puuttumista. EPT-heimoja pidetään yleisesti herkkinä erilaisille elinympäristöjen muutoksille, ja EPT-heimoja kuvaavat muuttujat ovatkin keskeisiä muuttujia esimerkiksi erilaisissa monimuuttujaisissa indekseissä (ks. esim. Karr & Chu 1999). Myös tyyppiominaisten heimojen esiintymisen kynnsarvo on 40 % vertailupaikoista.

Muuttujien luokkarajoja tarkennettiin 2. kaudelle uusien seuranta-aineistojen avulla. Samat luokittelukriteerit olivat käytössä 3. luokittelukaudella. Koska koskipaikkojen pohjaeläimistön koostumuksessa on Suomen sisällä paljon luontaista alueellista vaihtelua, kullekin muuttujalle on määritetty Pohjois- ja Etelä-Suomelle erilliset vertailuolot ja vertailuarvot tyypikohtaisesti olemassa olevien vertailuaineistojen perusteella. Etelä-Suomeen kuuluvat tässä Oulujoen vesistöalue ja sitä eteläisemmät vesistöalueet. Pohjois-Lapin (alatyypin PoLa) jokivesille on omat päivitetty vertailuarvot ja luokkarajat.

Suurilla (valuma-alueen koko 1000–10000 km²) ja hyvin suurilla (> 10000 km²) jokivesillä on samat vertailuolot ja luokkarajat. Hyvin pienille jokivesille (valuma-alueen koko < 10 km²) on myös erilliset alustavat luokittelukriteerit. Hyvin pieniä jokivesiä ei pääsääntöisesti kuitenkaan luokitella, vaan ainoastaan silloin, kun kyseisellä joella

on erityistä merkitystä vesienhoitoalueella (esim. luonnonsuojeluperuste). Pienten jokien ja purojen tilan arviointia on kehitetty FresHabit-hankkeessa (www.metsa.fi/freshabit).

Savimaiden jokien tyypeistä ei ole ollut vertailupaikkoja ja niiden tilan arvioinnissa on edelleen kehitystarvetta. Savisameiden jokityyppien vertailuoloina on käytetty Etelä-Suomen (tässä Vuoksen, Kymijoen ja Pyhäjoen valuma-alueet sekä niitä eteläisemmät valuma-alueet) turve- ja kangasmaiden vertailupaikkojen aineistoja. Näiden eteläisten jokien pohjaeläinyhteisöt vastannevat savisameiden jokien vertailuoloina paremmin kuin ensimmäisellä luokittelukaudella käytetyt koko Suomen alueen turvemaajokien yhteisöt.

Muuttujien vertailuarvona on vertailupaikkojen tyypikohtainen keskiarvo. Erinomaisen ja hyvän luokan raja-arvo on kiinnitetty vertailupaikkojen tyypikohtaisen ELS-jakauman alakvartiiliin. Huonon luokan alaraja on kiinnitetty nollaan. Myös muut luokkarajat on asetettu tasavälisesti kuten päällystävyydellä.

Lopullinen pohjaeläimistön tilaluokka määräytyy muuttujien skaalattujen ELSien keskiarvona.

Luokittelujärjestelmää edeltänyt versio interkalibroitiin vuonna 2006 ja sitä tarkasteltiin uudelleen IC:n toisella kaudella 2009–2011. Tarkistettu kansallinen menetelmä osoitettiin vuonna 2016 nk. GAP tarkastelulla (Suomen ympäristökeskus 2016) olevan interkalibrointipäätöksen mukainen (Euroopan yhteisö 2018). Menetelmä on interkalibroitu myös hyvin suurten jokien osalta erillisessä työryhmässä vuosina 2009–2018 (Birk ym. 2018, Euroopan yhteisö 2018).

Kolmannen luokittelukauden indeksien laskenta toteutettiin keskitetysti SYKEssä. Laskennassa käytettävä jokityyppi määritettiin koskipaikan yläpuolisen valuma-alueen pinta-alan ja geologian perusteella. Indeksien laskenta on toteutettu myös Hertta-ympäristötietojärjestelmän pohjaeläinrekisteriin. Laskentaan on tehty SYKEssä laskentapohjat helpottamaan indeksien käyttöä erilaisissa vesien tilan selvityksissä (Suomen ympäristökeskus 2019d). Tyypikohtaiset lajilistat löytyvät laskentapohjilta ja luokittelun ohjeistussivulta (Suomen ympäristökeskus 2019c).

5.4

Kalat

Tapio Sutela ja Teppo Vehanen (Luonnonvarakeskus)

Jokivesien näyteaineiston keruu tehdään sähkökalastamalla sellaisissa koski- tai virtapaikoissa, joissa kahlaaminen on mahdollista. Sähkökalastuksessa noudatetaan eurooppalaista CEN-standardia (Suomen Standardisoimisliitto 2003) ja kansallista ohjeistusta (Olin ym. 2014). Sähkökalastukset tehdään aikaisintaan loppukesällä, jolloin taimenen ja lohen kesänvanhat (0+) poikaset ovat pyydystettävissä. Sopivin ajankohta sähkökalastuksiin on elo-syyskuu. Myöhemmin syksyllä jokivesien kylmetessä kalastossa ja sähkökalastuksen tehokkuudessa tapahtuu muutoksia, jotka heikentävät ekologisen luokittelun luotettavuutta (Sutela ym. 2017).

Sähkökalastuksessa tehdään yksi poistopyynti kahlaamalla ylävirtaan päin ilman sulkuverkkoja. Suositeltava kalastettavan alueen koko on vähintään 300 m², kuitenkin mieluiten yli 450 m² (Vehanen ym. 2013). Alle 15 m leveissä jokivesissä kalastetaan koko uoman leveys, suurissa (yli 15 m) kalastetaan ranta-alue joko toiselta tai molemmilta puolilta jokea.

Saaliin käsittelyssä lähtökohtaisesti kaikki kalat mitataan ja punnitaan yksitellen. Jos jotakin kalalajia on todella runsaslukuisesti, voidaan siitä ottaa valikoimaton otos (vähintään 10 kpl) pituusmittauksiin ja punnita kalojen yhteismäärä. Tulosten ja ympäristöolosuhteiden kirjaamiseen käytetään sitä varten suunniteltua maastolomaketta (Olin ym. 2014). Lohen ja taimenen kesänvanhat yksilöt kirjataan erikseen



Sudenkorennon toukka. Kuva:Riku Lumiaro

tai erotellaan myöhemmin pituusjakauman perusteella. Kalatiheydet (yksilöä/100 m²) lasketaan suoraan yhden sähkökalastuskerran saaliista ottamatta huomioon lajikohtaisia eroja pyydystettävyydessä.

Jokien kalaston tilan arviointi perustuu viiden kalastomuuttujan perusteella laskettuun kalaindeksiin (FiFI, Finnish Fish Index; ks. Vehanen ym. 2006 ja 2010). Nämä muuttujat ovat herkkien kalalajien osuus (%), kestävien kalalajien osuus (%), särkikäläryhmän tiheys (yks./100 m²) sekä lohien ja taimenen kesänvanhojen (0+) poikasten tiheys (yks./100 m²) ja kalalajien lukumäärä. Ympäristömuutoksille herkiksi kalalajeiksi on luokiteltu 8 kalalajia, kestäviksi 11 ja särkikaloiden ryhmään 12 kalalajia (Liite 6.3). Neljän kalaindeksin muuttujan arvo lasketaan liitteen mukaisilla yhtälöillä, jotka pohjautuvat kertymäfunktion käyttöön edellisen luokittelukauden aineistossa. Tuoloin kullekin muuttujalle laskettiin pistearvo (0–1) vertaamalla niitä kertymäfunktion avulla muihin saman jokityypin arvoihin. Viidennelle muuttujalle, lajilukumäärälle, määritellyt indeksarvot löytyvät Liitteestä 6.3 (ks. Vehanen ym. 2006).

Kalaindeksin arvo lasketaan edellä mainittujen viiden muuttujan aritmeettisena keskiarvona. Liitteessä 7.3 ilmoitetut tyyppikohtaiset luokkarajat perustuvat yhteispohjoismaiseen interkalibrointiin (Vehanen 2012 ja Euroopan yhteisö 2013). Kolmannella luokittelukaudella käytettiin samoja luokkarajoja kuin edellisellä luokittelukaudella (Aroviita ym. 2012).

Jos sähkökalastuksen saalis on hyvin niukka, niin ekologisen tilan arviointiin liittyy tavallista suurempi epävarmuus. Jos voimakkaasti kuormitetusta tai pahoin happamoituneesta joesta ei vuosi toisensa jälkeen saada sähkökalastamalla saalista, niin joen ekologinen tila voidaan kalaston perusteella arvioida huonoksi.

Kalastomuuttujista lohien ja taimenen kesänvanhojen poikasten esiintyminen kertoo luontaisen lisääntymisen onnistumisesta alueella osoittaen joen hyvää rakenteellista tilaa sekä vedenlaadusta erityisesti korkeaa happipitoisuutta. Kesänvanhoja poikasia käytetään harvoin istutuksissa, joten niiden esiintyminen kertoo luonnontuotannon onnistumisesta.

Ympäristömuutoksille herkat lajit (liite 6.3) indikoivat sekä virtajaksojen hyvää rakenteellista tilaa että myös vedenlaatua. Varsinkin simput ja lohikalat ovat herkkiä

rehevöitymiselle ja happamoitumiselle. Ympäristömuutoksille kestäviksi lajeiksi on luokiteltu esimerkiksi ruutana, joka kestää alhaisia happipitoisuuksia, sekä niin sanotut yleislajit kuten ahven ja särki (Vehanen ym. 2010). Särkikalojen suuri osuus saaliissa kuvastaa erityisesti rehevöitymistä, mutta voi kuvastaa myös muita, esimerkiksi rakenteellisia (virrannopeus, vesisyvyys, yms.) muutoksia.

Vähäinen lajimäärä koekalastusalalla voi olla luontaista erityisesti pohjoisille oligotrofisille virtavesikohteille, mutta muualla alhainen lajimäärä yleensä viittaa joen tilassa tapahtuneisiin muutoksiin. Näitä voivat olla esimerkiksi rakenteelliset muutokset (esim. perkaus, vaellusesteet), tai veden happamoituminen. Toisaalta suuret lajimäärät voivat olla merkinä tilan heikkenemisestä erityisesti rehevöitymisen alkuvaiheessa. Suomalaisten virtavesien lajimäärä on keskimäärin alhainen verrattuna eteläisempään Eurooppaan.

5.5

Fysikaalis-kemialliset laatutekijät

Sari Mitikka

Jokivesissä fysikaalis-kemiallisen tilan luokittelumuuttujiksi on valittu kokonaisfosfori (kok. P), kokonaistyyppi (kok. N) ja pH. Savimaiden jokityypeissä luokittelumuuttujana on vain kok. P. Ravinteiden osalta vertailuolujen määrittely perustuu valtakunnallisessa seurannassa pitkään seurattujen vertailuolujen edustavien jokien vuosien 1995–2006 seurantatulosten tilastolliseen tarkasteluun (mm. Räike ym. 2003, Niemi & Raateland 2007 ja Suomen ympäristökeskus 2017).

Ekologisen tilan kannalta luokittelussa olisi mielekästä tarkastella lähinnä kasvukauden aikaisia ravinnetasoja, mutta tältä osin riittävää aineistoa ei ole käytettävissä. Alustavat tulokset osoittivat, että turve- ja kangasmaiden jokityyppien välillä oli selviä eroja. Sekä turve- että kangasmaiden jokityypeissä pienet jokityypit poikkesivat suuremmista tyypeistä. Siten suuremmat jokityypit yhdistettiin jatkotarkasteluissa. Luokkarajojen määrittelyä varten tarkasteltiin vertailujokien ohella kuormitettujen jokien seurantatulosten tilastollisia tunnuslukuja vuosijaksolla 1976–2006. Luokkarajat on esitetty Liitteessä 7.4.

Savimaiden jokityypeistä ei vertailupaikkoja ollut käytettävissä. Niiden osalta vertailuolot ja luokkarajat perustuvat asiantuntija-arvioihin ja kuormitettujen paikkojen tilastollisiin tunnuslukuihin. Raja-arvoja tarkistettiin alueellisten ympäristökeskusten asiantuntija-arvioiden ja luokittelutestien perusteella. Jokiveden pH-arvojen seurantatuloksia oli vertailujokivesistä useiden tyyppien osalta niukasti. Raja-arvot perustuvat asiantuntija-arvioihin ja tutkimustuloksiin eri pH-tasojen toksisista vaikutuksista eliöstöön (mm. Palko 1994, Vuori 1995 ja Vuori ym. 2006).

Raja-arvojen soveltamisessa on huomattava seuraavaa:

- a. Jokiluokittelun tulisi perustua seuranta-aineistoon, jossa on näytteenotto vähintään 4 kertaa vuodessa. Luokkaa määrittäessä tulisi tarkastella ravinteiden pidemmän jakson keskiarvoja (1. kaudella mediaani). Happamuuden osalta laskennallinen luokka suositellaan määriteltäväksi aiemmasta ohjeesta poiketen koko tarkastelujakson pH-minimin perusteella, minimien keskiarvon sijasta. Mikäli koko jakson minimi osoittaa heikentyntä tilaa, on arvioitua luokkaa määrittäessä huomioitava tarkemmin vuotuiset pH-minimitasot, sekä niiden kesto ja ajoittuminen suhteessa kalojen ja pohjaeläinten herkkyyteen.

- b. Tietojen keruu kohdennetaan jokimuodostuman alaosalle. Tietojen edustavuutta ja luotettavuutta tulee kuitenkin arvioida kriittisesti useamman näyteen osalta aina kun niitä on käytettävissä. Alajuoksun tila voi esimerkiksi kuormittavien sivujokien takia olla selvästi heikompi kuin keski- ja yläjuoksulla.
- c. Veden laadusta tehdään kokonaisarvio, jossa yhdistetään kaikkien laatu-tekijöiden antama tieto veden tilasta. Mikäli pH-tasot osoittavat sellaista heikentynyttä tilaa, jolla yksistään arvioidaan olevan haitallisia vaikutuksia biologiaan, määräytyy luokka tämän mukaan eikä ravinnetasoja tarkastella. Mikäli kokonaisravinteet luokittelevat eri tavoin, painotetaan kokonaisfosforin tuloksia, koska fosfori on sisävesien tärkein biomassan kasvua rajoittava tekijä ja kokonaistypen pitoisuusvaihtelu on epävarmemmin todettavissa. Luokituksessa käytetään apuna muita tietoja veden laadusta (laatutekijöitä joille ei ole toistaiseksi esitetty luokkarajoja, esim. jätevesien vaikutusta osoittavat hygienian indikaattoribakteerit ja ammonium-tyyppi). Lisäksi tarkastellaan aineiston riittävyyttä, ajoittumista ja luotettavuutta sekä paineita.

1. luokittelukausi:

Jokien vedenlaatulokittelu perustui kokonaisfosforin ja -typen pitoisuuksien vuosimediaanien sekä savimaiden jokityyppejä lukuun ottamatta pH:n jaksominimien luokkarajoihin.

Ensimmäisellä luokittelukaudella pH:n luokitteluperustetta muutettiin alkuperäisestä ohjeistuksesta siten, että tarkastelujakson vuotuisten minimiarvojen keskiarvon sijasta se muutettiin koko tarkastelujakson minimiin. Syynä oli lähinnä työmäärä: Hertan valmiiksi laskettuihin tunnuslukuihin sisältyi jakson minimi, eikä alueellisilla ympäristökeskuksilla tuolloin ollut resursseja käsitellä seuranta-aineistoja vuosiminimien laskemiseksi. On selvää, että koko jakson 2000–2007 minimin perusteella tarkasteltuna todennäköisyys hyvää tilaa alempien luokkarajojen alituksiin on suurempi kuin vuosiminimien keskiarvon perusteella. Koska jokisysteemit toipuvat suhteellisen nopeasti häiriöistä, ei yksittäisen vuoden yksittäinen happamuuspiikki välttämättä heikennä koko tarkastelujakson aikana ekologista tilaa pysyvämmiin. Ohjeistuksessa tämä asia pyrittiin huomioimaan kehottamalla tarkastelemaan tarkemmin vuotuisten pH-minimien tasoa, kestoa ja ajoittumista. Tietoa siitä kuinka hyvin tähän on ollut resursseja käytännön luokittelutyössä, ei ole. Vesimuodostumille on kuitenkin annettu laskennallisia luokituksia jopa yksittäisen havaintopaikan koko havaintojakson 2000–2007 yksittäisen pH-vuosiminimin perusteella.

2. ja 3. luokittelukausi:

Kokonaisravinteiden luokitteluperusteet säilyvät muuten ennallaan, mutta mediaanien sijaan käytetään laskennoissa keskiarvoa. Jokien pH-minimien kriteerit pysyvät myös ennallaan, mutta laskentaperusteet muutetaan siten, että laskennallinen pH-luokka määräytyy vuosijakson (2006–2012, 2012–2017) vuotuisten pH-minimien keskiarvojen perusteella (Kuva 11B luvussa 3.4.2). Keskiarvojen laskennassa on huomioitava, että pH-tulokset ilmoitetaan vetyionipitoisuuden negatiivisena logaritmina. Siten havaitut vuosiminimit muunnetaan keskiarvojen laskemista varten ensin vetyionipitoisuudeksi.

Hertan Vemu-osioon tuli toisella luokittelukaudella merkitä laskentaperusteen muutos tiedoksi ja luokittelutuloksia verrattaessa tuli ilmoittaa (lisätietokentässä) perustuiko mahdollisesti erilainen luokittelu muuttuneeseen laskentaperusteeseen vai todelliseen muutokseen joen pH-tilanteessa.



Kuva: Juuso Pätynen

Lisämuuttujat

Varsinaisten luokittelumuuttujien lisäksi luokittelun tueksi on syytä tarkastella sellaisia muita alueelta mitattuja vedenlaatusuureita, joilla on oletettavasti merkitystä paineiden kuvaajina.

Lisämuuttujatarkastelu tehdään vain niissä tapauksissa, että ko. muuttuja on relevantti alueen paineiden kannalta. Tällaiset suureet vaihtelevat tapauskohtaisesti. Niitä voivat olla esim. näkösyvyys, happi, ammonium-typpeä ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitraattityppi ($\text{NO}_3\text{-N}$), arseeni (As), rauta (Fe) sekä muut metallit, natrium (Na), kloridi (Cl), sulfaatti (SO_4), syanidi (CN^-), mineraaliöljyt, fenolit, sähkönjohtavuus, sekä AOX (adsorbable organic halogens) ja hygienian indikaattoribakteerit.

Kolmannella luokittelukaudella tarjotaan luokittelijalle keskitetysti lasketut tunnusluvut hygienian indikaattoribakteereille, hapelle, kemialliselle hapenkulutukselle, kiintoaineelle, sekä väriluvulle. Laskenta on selostettu kappaleessa 3.4.2.

Lisämuuttujia käytetään tukemaan varsinaisten luokittelumuuttujien ja painetarkastelun avulla tehtävää arviointia. Näille suureille ei ole annettu vertailuarvoja tai luokkarajoja, vaan tarkastelu tehdään vertaamalla esim. kuormituslähteen ylä- ja alapuolista tilannetta. Lisäsuureille lasketaan tunnuslukuja, jotka kuvaavat parhaiten ko. paineen ajallista ja paikallista vaikutusta.

Asiantuntija-arviossa on periaatteena suhteuttaa luokitusjakson aikana havaittuja pitoisuuksia esim. ko. vesimuodostumassa eri aikakausina ja erilaisissa kuormitus-tilanteissa vallinneisiin pitoisuuksiin, vastaavanlaisen toiminnanharjoittajan muilla alueilla aiheuttamiin haittoihin tai lupahakemuksissa määriteltymiin haitta-alueisiin.

Lisäsuureilla voi olla huomattavakin merkitys luokitustulokseen silloin, kun varsinaisten luokittelumuuttujien aineisto on vähäistä tai antaa keskenään ristiriitaisia tuloksia, tai poikkeaa merkittävästi painetarkastelun antamasta kuvasta.

5.6

Hydrologis-morfologiset laatutekijät

Jokivesien hydrologisia ja morfologisia (HyMo) oloja kuvaavat laatutekijät ovat:

- hydrologia: virtauksen määrä ja dynamiikka
- joen esteettömyys, ja
- morfologiset tekijät: vesiuoman malli, leveyden ja syvyyden vaihtelut, virtausnopeudet, pohjan laatu ja rantavyöhykkeen rakenne.

Vesimuodostumien tasoista hydrologian ja morfologian muuttuneisuuden arviointia ja luokittelua varten kehitettiin 1. luokittelukaudelle pisteytysmenetelmä (Vuori ym. 2009). Arviointimenettelyä tarkennettiin 2. kaudelle ja sama menetelmä on ollut käytössä myös 3. kaudella.

HyMo-muuttuneisuuden arviointi tehdään painetekijöittäin hydrologialle (lyhytaikaissäännöstely, muutos kevään ylivirtaamassa ja kriittisten alivirtaamien yleisyys), esteettömyydelle (padot ym. läpikulkuesteenä toimivat rakenteet) sekä morfologialle (rantaviivan/uoman rakentaminen tai muutos, ja allastuminen eli rakennettu putouskorkeus). Painetekijöiden vaikutusta mitataan taulukossa 3 kuvattujen viiden osatekijän avulla. Osatekijät ovat nousuesteet, allastuminen, rakennettu osuus, lyhytaikaissäännöstely ja virtaamatilanteet.

Muuttuneisuuden arviointi tehdään kaksivaiheisena:

Vaihe 1. Ensimmäisessä, karkeassa vaiheessa arvioidaan karkeasti muuttuneisuutta ja tunnistetaan ne vedet, joissa muutokset ovat enintään vähäisiä.

- Näiden vesistöjen hydrologis-morfologinen tila on erinomainen tai hyvä, ja ne voidaan karsia seuraavasta vaiheesta pois.
- Olennaista tässä vaiheessa on seuloa joukosta pois pintavedet, joissa hydrologis-morfologisten muutosten kokonaisvaikutus ekologiseen tilaan on merkitykseltään niin vähäinen, ettei ole tarvetta tarkempaan analyysiin.
- Osatekijöiden esiintyminen kuvataan tarkkuudella Kyllä/Ei. Lisäksi arvioidaan tekijöiden kokonaisvaikutusta kolmiportaisella asteikolla: 0 = ei vaikutusta, 1 = vähäinen vaikutus ja 2 = vähäistä suurempi vaikutus.
- Vaikka tässä vaiheessa ei ole kyse varsinaisesta vaikutusten arvioinnista, niin merkittävyyden arvioinnin tulisi perustua asiantuntijan käsitykseen siitä, kuinka suuria vaikutuksia tekijöillä voi olla ekologiseen tilaan.
- Muuttavan toiminnan tietolähteet on syytä kirjata ylös myös erikseen, esimerkiksi lyhentein "AT" (asiantuntijatieto), "DT" (dokumenttitieto ja dokumentin identifioivat tiedot kuten lupa- ja diaarinumerot). Mikäli tietoja muuttujien arviointiin ei ole saatavilla, merkitään tämä selvästi näkyviin lyhenteellä "ET" (ei tietoa). Vaiheen 1 tulokset tallennetaan Excel-tilukoihin.

Vaihe 2. Toisessa, tarkentavassa vaiheessa arvioidaan hydrologis-morfologisten tekijöiden vaikutuksia yksityiskohtaisemmin vain niissä vesistöissä, joissa hydrologisilla tai morfologisilla muutoksilla on vähäistä suurempi vaikutus vesistön tilaan.

- Hydrologisten muutosten arviointiin tarvitaan aineistoa nykyisistä ja luonnonmukaisista virtaamista. Morfologisten tekijöiden arviointiin tarvitaan tietoa mm. patorakenteista, niiden padotuskorkeuksista ja sijainnista sekä perkauksista, pengerryksistä ja rantaviivan pituudesta.
- Arviossa on otettava huomioon jo tehtyjen kunnostusten ja ennallistamistöiden vaikutukset jokiuomastossa.
- Hydrologis-morfologisten tekijöiden yhteisvaikutusten laskenta tehdään pisteytysmenetelmän avulla (Taulukko 3). Menetelmässä muutospisteet lasketaan yhteen ja joki luokitellaan hydrologis-morfologisen muuttuneisuuden perusteella viiteen tilaluokkaan (Taulukko 4).
- On syytä korostaa, että raja-arvot ovat ohjeellisia. Arvioita tehtäessä on syytä ottaa huomioon asiantuntijoiden ja eri sidosryhmien edustajien näkemykset vaikutusten merkittävyydestä.

On suositeltavaa, että kaikista vesimuodostumista tehdään käytettävissä olevan tiedon pohjalta tarkempi arviointi ja kirjataan tietojärjestelmään tiedon lähteet ja niiden epävarmuudet sekä perusteet arvioidulle muuttuneisuudelle.

Taulukko 3. Jokien hydrologisen ja morfologisen muuttuneisuuden arviointiasteikko. Prosenttiluvut ovat viitteellisiä ja vaativat tapauskohtaista harkintaa.

Muuttuneisuus	Osatekijät				
	1. Patojen ja muiden rakenteiden aiheuttamat nousuesteet	2. Allastuminen (rakennettu putouskorkeus, %)	3. Rakennettu osuus (% ranta-viivan tai uoman kokonaispituudesta) (peratut, pengerretyt, suojatut, uudet ja kuivat uomat) ja rakentamisen vaikutukset vedenalaisiin habitatteihin.	4. Lyhytaikais-säännöstelyn voimakkuus ²⁾ (HQ-NQ)/MQ normaalissa vesitilanteessa	5. Muutos kevään ylivirtaamassa (%) tai kriittisten alivirtaamatilanteiden yleisyys
Erittäin suuri (4 pist.)	Täysin suljettu ¹⁾ (90–100 %)	Yli 50	Yli 50, Muutos aiheuttanut alkuperäisten vedenalaisten habitattien (mm. kosket) tuhoutumisen tai voimakkaan laadullisen heikkenemisen	Tapauskohtainen arviointi ³⁾	Yli 75
Suuri (3 pist.)	50–90 % suljettuna	30–50	30–50 Alkuperäiset vedenalaiset habitaatit suurelta osin tuhoutuneet / laadullisesti voimakkaasti heikentyneet	Tapauskohtainen arviointi ³⁾	50–75
Melko suuri (2 pist.)	25–50 % suljettuna	15–30	15–30 Alkuperäisistä vedenalaisista habitateista korkeintaan kolmannes tuhoutunut / laadullisesti heikentynyt	Tapauskohtainen arviointi ³⁾	25–50
Vähäinen (1 pist.)	10–25 % suljettuna	5–15	5–15 Alkuperäisissä habitateissa vähäistä laadullista heikkenemistä	Tapauskohtainen arviointi ³⁾	10–25
Ei lainkaan (0 pist.)	Alle 10 %	Alle 5	Alle 5 Alkuperäiset habitaatit	Tapauskohtainen arviointi ³⁾	Alle 10

1) Lyhytaikaista nousumahdollisuutta lukuun ottamatta. Arvioidaan tarvittaessa eri virtaamatilanteissa.

2) Lyhytaikais-säännöstely käsittää viikko- ja vuorokausisäännöstelyn. HQ-NQ voidaan laskea viikon aikajaksolta. Lasketaan keskiarvo esim. vuosilta 2003–2012.

3) Otetaan huomioon vaikutukset alapuolisen vesistön vedenkorkeuksiin.

Taulukko 4. Jokien ja järvien hydrologis-morfologisen muuttuneisuuden luokittelussa käytettävät raja-arvojen mukaan.

Kokonaispistemäärä	Muutoksen suuruus	Luokka
0–2	Erittäin vähäinen	Erinomainen ¹⁾
3–5	Vähäinen	Hyvä ²⁾
6–7	Melko suuri	Tyydyttävä ³⁾
8–9	Suuri	Välttävä
>9	Erittäin suuri	Huono

1) yhdenkään osatekijän pistemäärä ei saa olla yhtä suurempi

2) yhdenkään osatekijän pistemäärä ei saa olla kahta suurempi

3) jos yhdenkin osatekijän pistemäärä on kolme tai suurempi on luokka enintään tyydyttävä

Hydrologis-morfologisesti erinomaiseen tilaan määritetään ne joet, joissa on enintään erittäin vähäisiä muutoksia hydrologis-morfologisessa tilassa. Erinomaisessa tilassa yhdenkään tekijän muutos ei saa olla yhtä pistettä suurempi. Tyydyttävään tai sitä huonompaan hydrologis-morfologiseen tilaan määritetään joet, joissa vähintään yhden kriteerin suhteen muutoksen on arvioitu olevan suuri tai hydrologis-morfologisten muutosten summa on vähintään 6 pistettä.

Tietojärjestelmässä tämä kerrotaan sarakkeella *Tila*, joka saa muutosta vastaavasti tila-arvot *Erinomainen-Huono*. Luokittelun jälkikäteisen arvioinnin ja avoimuuden mahdollistamiseksi ELY-keskusten asiantuntijat kirjaavat tietojärjestelmään HyMopistearvion lisäksi arvioidun muutoksen suuruuden (% , metriluku ym.) ja kuvaavat sanallisesti perusteluserakkeeseen muutoksen ja tiedon lähteen sekä arvion tason.

Esteellisyiden arviointi. Esteellisyyttä arvioidaan sen perusteella, kuinka esteettä joessa luontaisesti esiintyvät ja lisääntyvät vaelluskalat sekä vesieliöt pääsevät vapaasti liikkumaan mm. soveltuville lisääntymisalueille. Esteellisyyden arvioinnissa voidaan ottaa huomioon kalateiden toimivuus eri virtaamatilanteissa. Joen alajuoksulla (alimmalla 10 % koko joen pituudesta) pääuomassa sijaitsevat padotukset, jotka eivät salli edes lohikalojen nousua, eli kaikkien vaelluskalakantojen kulku on estynyt, johtavat pistearvioon 4. Tällaisissa joissa vaelluskalojen nousu on käytännössä estynyt koko yläpuoliseen uomastoon. Mikäli rakenteet estävät pääsyn ainoastaan ylimpiin osiin (10–25 %), arvioidaan esteellisyys vähäiseksi.

Esteellisyyden arvioinnissa tulee ottaa huomioon myös vesimuodostuman yläpuolella olevien virtavesien merkitys esimerkiksi meritaimenen lisääntymiselle. Kalojen vaellusesteellisyyden vaikutusten arviointi voidaan perustaa esteistä kaloille aiheutuvien vaikutusten suuruuteen. Keskeistä on arvioida, kuinka suuria muutoksia kalakannassa tapahtuisi, jos vaelluseste poistuisi.

Muuttuneisuusarviointia ja pisteytyksiä tehtäessä on huomioitava, että tutkimustieto arvioinnissa käytettyjen muuttujien ominaisuuksista ja suhteesta vesien ekologiseen tilaan on toistaiseksi vähäistä. Raja-arvot ja periaatteet perustuvat lähinnä suurten rakennettujen jokien ja säännösteltyjen järvien selvityksiin. Näin ollen ne on nähtävä viitteellisinä. Niitä tulee soveltaa tapauskohtaisesti sen perusteella, kuinka suuria ekologisia vaikutuksia hydrologis-morfologisia muutoksilla arvioidaan tai tiedetään todellisuudessa olevan.

Ennen kolmannen suunnittelukauden aloittamista tehdyn kyselyn perusteella suurimmat puutteet olivat pienten virtavesien muuttuneisuuden arvioinnissa. Yhdenmukaista arviointia pienissä virtavesissä helpotettiin kehittämällä uusia arviointimenetelmiä ja koostamalla käytettävissä olevat arviointimenetelmät samaan selvitykseen (Liite 5).

Suurten vesimuodostumien arviointimenetelmät on kuvattu Hellstenin ym. (2005) raportissa.

Pienten virtavesien hydrologis-morfologisten muutosten arvioinnissa oli toisella kaudella vaihtelua ELY-keskusten välillä. Kolmannella suunnittelukaudella arviot pyritään tekemään ELY-keskusten resurssit ja osaaminen huomioon ottaen niin kattavasti kuin mahdollista. Kunkin vesienhoitoalueen koordinaattorit tulevat linjaamaan omilla alueillaan tarkkuustasoa mm. maankäytön huomioimisessa hydrologista muuttuneisuutta arvioitaessa, liettyneisyyden huomioimisessa morfologista muutosta arvioitaessa sekä tierumpujen huomioimisessa esteellisyyttä arvioitaessa. Työssä käytettiin tukena selvitystä pienten virtavesien hydrologis-morfologisen muuttuneisuuden arviointimenetelmistä (Liite 5).

6 Järvien luokittelu

Järvien ekologisen tilan arvioinnissa käytettyjä biologisia laatutekijöitä ovat kasviplankton, makrofyytit ja fytobentos (eli vesikasvillisuus ja päällyslävyt), pohjaeläimet ja kalat. Taulukossa 5 on esitetty kunkin biologisen laatutekijän luokittelussa käytettyjen vertailupaikkojen lukumäärät järvivesimuodostumatyypeittäin.

Pohjaeläimistön tilan arviointi perustuu syvänteiden ja rantavyöhykkeen (kivikolitoraali) pohjaeläimistön erillisiin arviointijärjestelmiin. Vastaavasti vesikasveille ja rantavyöhykkeen päällyslävyille on erilliset tilan arviointimenetelmät. Vesikasvit ja päällyslävyt (Kelly ym. 2016) sekä järvien syvännepohjaeläimet ja litoraali-pohjaeläimet ovat molemmat yksi laatutekijä. Jos seurantatietoa on molemmista ko. osalaatu-

Taulukko 5. Järvien biologisten laatutekijöiden laskennallisten vertailuarvojen ja luokkarajojen määrittelyssä käytettyjen vertailujärvien lukumäärät vesimuodostumatyypeittäin. SVh = Suuret vähähumuksiset järvet, Sh = Suuret humusjärvet, Vh = Keskikokoiset ja pienet vähähumuksiset järvet, Kh = Keskikokoiset humusjärvet, Ph = Pienet humusjärvet, Rh = Runsashumuksiset järvet, MVh = Matalat vähähumuksiset järvet, Mh = Matalat humusjärvet, MRh = Matalat runsashumuksiset järvet, Lv = Hyvin lyhytviipymäiset järvet, PoLa = Pohjois-Lapin järvet, Rr = Runsasravinteiset järvet ja Rk = Runsaskalkkiset järvet.

Tyyppi	Kasvi-plankton (a-klar) ^a	Kasvi-plankton (koostumus)	Päällyslävyt	Vesikasvit	Pohja-eläimet (syvänte)	Pohja-eläimet (ranta-vyöhyke)	Kalat
SVh	18(40)	28	7	17	29	4	16
Sh	2 (13)	16	4	10	15	5	3
Vh	44(57)	17	11	36	34	7	32
Kh	10 (20)	13	7	18	15	7	10
Ph	21(23)	21	10	26	28	9	17
Rh	8(12)	15	5	8	9	3	14
MVh	9(10)	6	-	9	2	2	11
Mh	12(26)	9	5	48	5	12	12
MRh	13(17)	4	4	20	7	4	12
Lv	2	5	-	-	2	-	-
PoLa	8	16	1	20	1	-	-
Rr	-	-	-	7 ^d	1	-	10 ^c
Rk	7	8	-	15 ^d	-	-	-
Yht.	154(236)	159	54	234	148	53	137^b

^{a)} Vesimuodostumien määrä. Suluissa luokittelun kehitystyössä mukana ollut laajempi vertailujärvi-en joukko, jota ei Hertassa ole merkitty vertailupaikaksi.

^{b)} Sisältää 24 sellaista järveä, joita ei ole merkitty Hertassa vertailujärviksi.

^{c)} Eivät vertailujärviä, vaan järviä joiden fosforiluokka hyvä.

^{d)} Mariston aineistoa 1930-luvulta.

tekijöistä, arvioidaan ensin molempien osalaatutekijöiden tila. Molemmissa laatutekijöissä laskennallinen tila määräytyy huonommassa tilassa (alhaisempi skaalattu ELS) olevan osalaatutekijän perusteella. Asiaa arvioidessa luokittelutietoja voidaan verrata painetietoihin ja vesimuodostumaan kohdistuvaan ihmistoiminnan laatuun ja määrään (esim. turvetuotanto, vedenkorkeuden säännöstely, rehevöityminen), joiden voidaan olettaa aiheuttaneen tilan poikkeaman vertailuolosta.

6.1

Kasviplankton

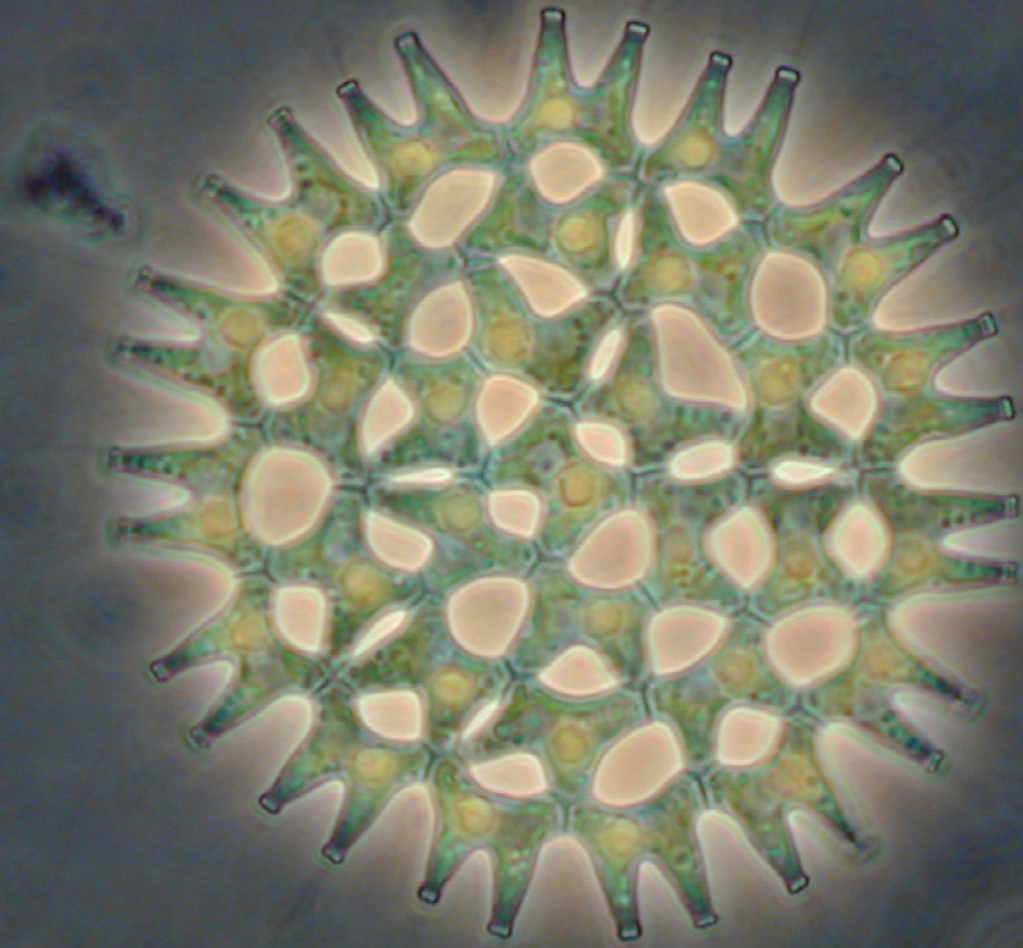
Marko Järvinen ja Sari Mitikka

Näytteet järvien kasviplanktonista otetaan vedennoutimella 0-2 m syvyyden kokoomänäytteenä kasvukaudella (kesä-elokuu) (Järvinen ym. 2011, Järvinen ym. 2019). Suomen käyttämä järvien kasviplanktonin näytteenottomenetelmä on osoitettu vertailukelpoiseksi standardin SFS-EN16698:2015 (Suomen Standardisoimisliitto 2015) kanssa (Dolman ym. 2015). Näytteenotto tapahtuu yleensä vesinäytteenoton yhteydessä. Näytteenottimena käytetään rakenteeltaan sellaista noudinta, josta vesi pääsee kulkemaan esteettömästi läpi (esim. Limnos-noudin). Kasviplanktonnäytteistä määritetään kvantitatiivisen kasviplanktonanalyysin avulla lajisto ja biomassa SFS-EN 15204:2006 standardin (Standardisoimisliitto 2006) mukaisesti ohjeen mukaan (Järvinen ym. 2011). Luotettava tilan arviointi edellyttää yleensä havaintoja useammalta kuin yhdeltä vuodelta. Kasviplanktontulokset tallennetaan Hertta-tietojärjestelmän kasviplanktonrekisteriin ja *a*-klorofyllipitoisuus vedenlaaturekisteriin.

Kasviplanktonin tilan luokittelu perustuu 1. ja 2. luokittelukausille kehitettyyn menetelmään, jossa on neljä rehevöitymiselle herkkää muuttujaa. Ne kuvaavat kasviplanktonin määrää, yhteisökoostumusta ja sinileväkukintojen voimakkuutta: *a*-klorofyllipitoisuus (kesä-syyskuu), kasviplanktonin kokonaisbiomassa tuoremassana (kesäkuu-syyskuun alku, 1.6.–10.9.), kasviplanktonin trofiaindeksi (TPI-indeksi, kesä-syyskuun alku 1.6.–10.9.; ks. Liite 6.4) ja haitallisten sinilevien eli syanobakteerien prosenttiosuus kokonaisbiomassasta (heinä-elokuun 1.7.–31.8., ks. Liite 6.5). TPI otettiin mukaan 2. luokittelukaudelle. Alun perin ruotsalaisen TPI-indeksin (Willén 2007) indeksilajien listaa on täydennetty suomalaisilla indikaattoritaksoneilla (Tikkanen 1986 ja Lepistö ym. 2004). Syanobakteerien prosenttiosuus kokonaisbiomassasta sisältää vain kukintoja muodostavat ja mahdollisesti myrkylliset haitalliset sinilevät (Liite 6.5).

Kasviplanktonin tilaluokittelun pohjana käytetään järvityypittelyä ja vähiten muutettujen vertailujärvien aineistoa vuosilta 1980–2006 (*a*-klorofylli 1976–2006) (Lepistö ym. 2004 ja Lyche Solheim ym. 2014). Vertailujärvien havaintopaikkoja oli aineistossa 159 (ks. Taulukko 5). Klorofyllin, kokonaisbiomassan, syanobakteerien prosenttiosuuden ja TPI:n vertailuarvot on laskettu vertailupaikkojen havaintojen tyyppikohtaisena mediaanina. Myös luokkarajat on määritetty vertailujärvien tilastollisen jakauman perusteella. TPI-indeksillä erinomainen ja hyvän (E/Hy) tilaluokan raja on asetettu vertailujärvien jakauman 75. prosenttipisteeseen ja hyvän ja tyydyttävän (Hy/T) luokan raja on 95. prosenttipisteeseen. Muilla kasviplanktonmuuttujilla hyvän ja tyydyttävän (Hy/T) luokan raja on 95. prosenttipiste (+ vertailuku/2). Tyydyttävän ja välttävän (T/V) luokan raja on asetettu kertomalla Hy/T-ajan pitoisuus kahdella, ja välttävän ja huonon raja kertomalla T/V-ajan pitoisuus kahdella.

Luokkarajoja on tarkennettu uusien seuranta-aineistojen avulla sekä interkalibroinnin tuloksena (Euroopan yhteisö 2018). Vertailuarvoja sekä E/Hy ja Hy/T luokkien rajoja on tarkasteltu vasten sinilevän kokonaisbiomassaa sekä rehevöitymiselle herkkien ja sietokykyisten kasviplanktonlajien suhdetta, jolla on varmistettu että



Viherlevä *Pediatrum duplex*. SYKEkuvat.

raja-arvot vastaavat muutosta ekologisessa tilassa. Kolmannelle kaudelle muutettiin kokonaisbiomassan ja TPI-trofiaiindeksin luokkarajoja vastaamaan kaikilta osin interkalibrointipäätöstä. Tämän seurauksena kiristyivät seuraavat luokkarajat kokonaisbiomassan luokkarajat järvityypeissä: Vh-tyyppi (Hy/T, T/V ja V/Hu), Ph-tyyppi (E/Hy, Hy/T, T/V ja V/Hu) ja Kh-tyyppi (vertailuarvo, E/Hy, Hy/T, T/Vä ja V/Hu). Vastaavat muutokset TPI-indeksissä ovat: Vh-tyyppi (E/Hy), SVh-tyyppi (E/Hy) ja Kh-tyyppi (vertailuarvo, E/Hy, Hy/T, T/V ja V/Hu). Tarkistettut vertailuarvot ja luokkarajat on esitetty Liitteessä 8.1.

Minkään muuttujan yksittäisten tai epäedustavien tuloksien avulla ei tule ratkaista kasviplanktonin luokkaa, mikäli tulokset poikkeavat oleellisesti muiden kasviplanktonin muuttujien antamasta kokonaiskuvasta. Arvioitua luokkaa määrittäessä voi olla tarpeen huomioida tarkastelujakson soveltuvuus luokitettavaan kohteeseen. Esimerkiksi monissa Lapin kohteissa voi kasviplanktonin biomassan tilannetta kesäelokuun sijasta edustaa paremmin loppukesä.

Kokonaisbiomassa ja *a*-klorofylli soveltuvat huonosti luokitteluun *Gonyostomum semen* -limalevän (*Raphidophyceae*) dominoimissa järvissä. Näissä järvissä biomassa voi olla samaa suuruusluokkaa kuin rehevissä järvissä. Erityisesti pienet järvet, joissa *a*-klorofyllin ja kokonaisbiomassan arvot ovat hyvin suuria, on tarkistettava lajistotuloksista *Gonyostomum*in mahdollinen esiintyminen. Korkea *a*-klorofyllin määrä yksin

ei tarkoita välttämättä sitä, että kyseessä on *Gonyostomum*-järvi. Asia on tarkistettava aina kasviplanktonin lajistotuloksista.

Lopullinen kasviplanktonin tilaluokka määräytyy muuttujien skaalattujen ELS-arvojen mediaanin perusteella ollen yhdenmukainen interkalibroidun menetelmän kanssa (Lyche Solheim ym. 2014, Euroopan yhteisö 2018). Tilaluokan laskennassa käytetään mediaania, jotta muuttuja haitallisten sinilevien prosenttiosuus ei vaikuta tilan luokkaa parantavasti.

Muuttujat on koottu vesienhoidon luokittelua varten keskitetysti SYKEssä. Klorofyllipitoisuus saadaan vedenlaaturekisteristä. Kasviplanktonirekisteri laskee automaattisesti muiden kolmen muuttujan arvot tulosten raportointitasolle *Näyte*. Kolmannella luokittelukaudella kasviplanktonin laskennallinen luokka laskettiin keskitetysti SYKEssä kuten muut biologiset laatutekijät. SYKEN tuottamia päivittäisiä satelliittihavaintoja ja koosteita järvien a-klorofyllistä oli saatavilla luokittelun tueksi 3. luokittelukaudella TARKKA- ja STATUS-palveluissa (ks. Liite 12.2).

6.2

Vesikasvit

Minna Kuoppala ja Seppo Hellsten

Järvien vesikasvillisuuden tilan luokittelu perustuu kolmen muuttujan käyttöön. Tyypilajien suhteellinen osuus kokonaislajistosta (TT50SO; ks. Liite 6.6) vertaa vertailuaineistosta laskettujen tyypillisten lajien määrän osuutta arvioitavan järven kokonaislajimäärään. Lajiston prosenttisen mallinkaltaisuuden (PMA, Liite 6.2) laskennassa verrataan tarkasteltavien vesikasvilajien suhteellisia osuuksia vertailuyhteisön lajien runsausosuuksiin. Referenssi-indeksin (RI; Penning ym. 2008a ja 2008b; Liite 6.7) arvioinnissa käytetään varsinaisten vesikasvien jakoa ravinnekuormituksen sietokyvyn suhteen kestäviin ja herkkiin lajeihin, sekä indifferenteihin lajeihin.

Vesikasviseurannat tehdään päävyöhykelinja-menetelmällä (Järvinen ym. 2019). Minimilinjamäärä on sidottu järven kokoon:

- Pienillä järvillä (0,5–5 km²) suositus on 6-8 linjaa,
- keskisuurilla järvillä (5–40 km²) 12 linjaa (jako kahteen otosalueeseen, jos koko viitteellisesti yli 10 km²) ja
- suurilla järvillä (> 40 km²) 18 linjaa (kolme edustavaa otosaluetta).

Kaksi kolmasosaa linjoista sijoitetaan puoliavoimille ja verraten loiville rannoille (yleislinjat) ja yksi kolmasosa rehevöitymisherkille rannoille. Maastotöiden paras ajoitus on heinäkuun puolivälistä elokuun loppuun.

Makrofytytiluokittelun kehittämisessä käytetty aineisto perustuu lähes 800 järven, lammen tai järven osan vesikasvitutkimuksiin (Leka ym. 2003, Vallinkoski ym. 2004, 2008). Aineisto on kerätty vaihtelevin menetelmin, minkä vuoksi erityisesti runsausarvioiden vertailtavuus on osin hankalaa. Yli 50 hehtaarin suuruisia tyypiteltyjä järviä on 375 kappaletta. Luokittelukriteeristöä on kehitetty erikseen Pohjois-Suomen (Lapin) ja Etelä-Suomen järville, koska lajimäärä vähenee voimakkaasti samankin tyypin sisällä pohjoiseen mentäessä. Lajimuuttujien osalta tyypilajien (tavataan yli puolella tyypin järvistä) suhteellinen osuus erotteli parhaiten kuormitetut ja referenssijärvet toisistaan sekä Etelä- että Pohjois-Suomessa. Myös suhteellinen mallinkaltaisuus (PMA) antoi kohtalaisen hyviä tuloksia. Runsausmuuttujien osalta eutrofiaa ja oligotrofiaa ilmentävien lajien osuus vaikutti toimivalta Etelä-Suomessa, mutta Pohjois-Suomessa ei mikään runsausmuuttujista erottanut kuormitettuja järviä toisistaan (Leka ym. 2008).

Vesikasvien luokittelukriteerit on muodostettu järvityyppikohtaisesti erikseen Pohjois- ja Etelä-Suomelle. Pohjois-Suomella tarkoitetaan tässä yhteydessä Euroolan (1999) esittämää ranta- ja vesikasvillisuuden kolmea pohjoisinta vyöhykettä siten, että Pohjois-Suomeen kuuluvat kaikki Oulujoen vesistöalueen yli 120 metriä merenpinnan yläpuolella olevat, ja muut sitä pohjoisempina sijaitsevat järvet.

Luontaisesti rehevien järvien (tyypit Rk ja Rr) vertailuolojen muodostamisessa on käytetty Mariston 1930-luvun loppupuolella tekemän järvityyppittelytutkimuksen eutrofisten järvien aineistoa (Maristo 1941). Rk- ja Rr-tyypin eteläisten järvien vertailuaineistoon valittiin aluksi kaikki Mariston tutkimuksen *Scirpus lacustris* -tyypin (nyk. *Schoenoplectus lacustris*) ja *Typha-Alisma* -tyypin järvet. Mariston (1941) tutkimuksessa on arvioitu jokaiselle tutkitulle alueelle peltoon rajautuvien rantojen prosenttiosuudet koko rannan pituudesta ja laskettu kullekin tyyppille "asuttamisprosentti" eli keskiarvo tyyppin järvien viljeltyjen rantojen prosenttiosuudesta. Esimerkiksi *Scirpus lacustris* -tyypin indeksi-arvo on 53 ja *Typha-Alisma* -tyypin arvo 60. Järvien muuttuneisuuden vuoksi vertailuaineistoon valittiin referenssi-indeksin antaman tuloksen perusteella seitsemän parhaassa tilassa olevaa järveä. Järvimäärää rajattiin sillä perusteella, että näissä järvissä ei esiintynyt tyyppikuormitusta ilmentäviä irtokellujia pikkulimaskaa (*Lemna minor*) ja isolimaskaa (*Spirodela polyhiza*) (ks. Aroviita ym. 2014).

Vertailuaineistoa on täydennetty kolmannelle luokittelukaudelle viime vuosien seuranta-aineistoilla ja luokkarajoja on tarkastettu kolmella tyyppillä (Liite 8.2). Monissa tyypeissä referenssijärviä on edelleen hyvin vähän ja erityisesti matalien järvien luokkarajat puuttuvat.

Vertailuarvona on käytetty kunkin tyyppiryhmän vertailuaineistosta laskettujen muuttujan arvojen yläkvartiilia. Jako tilaluokkiin on tehty ekologisista laatusuhteista laskettujen raja-arvojen perusteella. Erinomaisen ja hyvän tilan raja-arvo on kiinnitetty vertailupaikkojen muuttujajakauman 25. prosenttipisteeseen, jonka alapuolella olevat arvot jaettiin neljään luokkaan tasavälisesti. Tasavälinen jako johtaa osin sangen teoreettiseen luokkajakoon, mutta toisaalta sitä on helppo käsitellä matemaattisesti ja aineiston karttuessa tarkennuksia on ollut helppo tehdä.

Kaikkiaan luokkarajat ovat muuttuneet ensimmäiseen järjestelmään verrattuna lievästi. Vertailuaineiston täydentyminen toiselle kaudelle muutti luokkarajoja niin, että ne kiristyivät lievästi seitsemässä tyyppissä ja löystyivät lievästi seitsemässä tyyppissä.

Edelleen vertailuaineiston täydentyminen kolmannelle luokittelukaudelle muutti luokkarajoja niin, että ne kiristyivät MVh-tyypillä (Etelä-Suomi) ja löystyivät Rk-tyypillä (Etelä-Suomi). Rh-tyypillä kahden muuttujan luokkarajat kiristyivät ja yhden löystyivät.

Lopullinen vesikasvillisuuden tilaluokka määräytyy muuttujien skaalattujen EL-Sien keskiarvona.

Suomi osallistui ensimmäiseen interkalibrointiin käyttäen ainoastaan tyyppilajien suhteellista osuutta kokonaislajistosta. Käytännössä suuri osa järvistä luokitui samaan luokkaan yhteisen ICCM-indeksin kanssa, mutta muuttujien välinen selitysaste jäi kuitenkin liian alhaiseksi. Suomi jäi siten ulos ensimmäisestä interkalibraatiopäätöksestä. Tulokset otettiin kuitenkin mukaan päätöksen teknisiin liitteisiin ja menetelmä interkalibroitiin toisella kaudella (Hellsten ym. 2014, Euroopan yhteisö 2018). Toisen ja kolmannen luokittelukauden kriteereissä on huomioitu interkalibroinnin toisen vaiheen tulokset.

Muuttujat laskettiin vesienhoidon 3. luokittelua varten keskitetysti SYKEssä. Laskennassa käytetty tyyppittely tehtiin SYKEssä. Tyyppikohtaiset lajilistat löytyvät luokittelun ohjeistussivulta (Suomen ympäristökeskus 2019c).



Frustulia saxonica. Kuva: Satu-Maaria Karjalainen

6.3

Päällyslevät

Satu Maaria Karjalainen

Järvien ekologisen tilan luokittelussa päällyslevistä käytetään rantavyöhykkeen kiviltä kerättyjä piilevänäytteitä (Järvinen ym. 2019). Näytteet otetaan yleensä samanaikaisesti ja samoilta alueilta kuin rantavyöhykkeen pohjaläinnäytteet. Näytteenotto tehdään elo-lokakuussa. Piilevänäyte koostuu viiden kiven kokoomanäytteestä. Näyte otetaan harjaamalla näyte kivien yläpinta ja kestäväidään maastossa. Näytteenottopaikkoina on lähtökohtaisesti kolme eri kivikkorantaa eri puolelta vesimuodostumaa. Mikäli järvellä ei ole kolmea erillistä näytteenottoon soveltuvaa kivikkorantaa, näytteet otetaan 1–2 kivikkorannalta.

Järvien ekologisen tilan luokittelu päällyslevien perustella kehitettiin 2. luokittelukaudelle ja samaa menetelmää käytettiin 3. kaudella. Luokittelu perustuu piilevyyhteisön rakenteesta laskettuun kahteen muuttujaan, tyyppiominaisten taksonien esiintymiseen (TT; ks. Liite 6.1) ja lajiston prosenttiseen mallinkaltaisuuteen (PMA, ks. Liite 6.2). Tila-arvio lasketaan kullekin kokoomanäytteelle (rantapaikalle) erikseen.

Päällyslevästäöllä luokittelun pohjana käytetään järven kokoon ja veden humusisuuteen perustuvia järvityyppien yhdistelmiä, joista kullekin on muodostettu erilliset vertailuolot, vertailuarvot ja luokkarajat (Liite 8.3). Menettelyllä on pyritty vähentämään luokittelumuuttujien vertailuovaihtelua. Järvityypit Vh, MVh, Mh, MRh ja Rh jaettiin pinta-alansa perusteella pienempiin ryhmiin, joista kullekin muo-

dostettiin erilliset luokittelukriteerit. Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet (Vh) jaettiin järven pinta-alan perusteella pieniin ($< 5 \text{ km}^2$) ja keskikokoisiin ($5\text{--}40 \text{ km}^2$) järviin. Matalat vähähumuksiset järvet (MVh) jaettiin pieniin ja keskikokoisiin järviin, ja matalat humusjärvet (Mh) pieniin, keskikokoisiin ja suuriin ($>40 \text{ km}^2$). Matalat runsashumuksiset järvet (MRh) jaettiin pieniin ja keskikokoisiin. Runshumuksiset järvet (Rh) jaettiin pieniin, keskikokoisiin ja suuriin järviin. Luokkarajoja tarkennettiin 3. luokittelukaudelle vertailulajiston tarkastuksen yhteydessä.

Järvityyppien Lv, Rr, Rk ja PoLa luokittelussa järvet ryhmitellään niiden pinta-alan ja luontaisen humuksisuuden perusteella järviryhmiin, ja käytetään Liitteen 8.3 vertailuarvoja ja luokkarajoja.

Interkalibroinnissa järvien piilevämenetelmä interkalibroitiin keskialkalisten järvien (meillä lähinnä Rk-tyyppi) osalta IPS-indeksillä. IPS-indeksi ei kuitenkaan toimi happamissa järvissä, minkä takia IPS ei ollut enää toisella kaudella luokittelumuuttujana. Tarkistettu kansallinen menetelmä osoitettiin vuonna 2016 nk. GAP-tarkastelulla (Suomen ympäristökeskus 2016) olevan interkalibrointipäätöksen mukainen (Euroopan yhteisö 2018).

Vertailuarvona on käytetty vertailupaikkojen tyyppiryhmäkohtaista keskiarvoa. Luokkien erinomainen ja hyvä raja-arvo on vertailuolojen muodostamisessa käytettyjen tyyppiryhmien jakauman alakvartiili (25. prosenttipiste). Luokan huono alaraja on nolla. Muut luokkarajat on asetettu tasavälisesti.

Lopullinen päällyslävien tilaluokka määräytyy muuttujien skaalattujen ELSien keskiarvona.

Muuttujat laskettiin vesienhoidon 3. luokittelua varten keskitetysti SYKEssä. Laskennassa käytetty tyypittely tehtiin SYKEssä. Laskentaan on tehty Excel-laskentapohjat helpottamaan indeksien käyttöä erilaisissa vesien tilan selvityksissä (Suomen ympäristökeskus 2019d). Tyyppikohtaiset lajilistat löytyvät laskentapohjilta ja luokittelun ohjeistussivulta (Suomen ympäristökeskus 2019c).

6.4

Syvänteiden pohjaeläimet

Jukka Aroviita, Heikki Mykrä ja Jussi Jyväsjärvi

Järvisyvänteistä pohjaeläinnäytteet kerätään Ekman-noutimella syyskaudella standardin SFS 5076 (Suomen standardisoimisliitto 2000) mukaisesti (Järvinen ym. 2019). Luokitteluaineistojen vähimmäisvaatimuksena on ollut 3 rinnakkaisnostoa (Tolonen ym. 2005) ja tuoreemmissa aineistoissa rinnakkaisnostoja on ollut vähintään 5. Luokittelussa käytetään syysnäytteitä ja mieluiten vähintään 5 rinnakkaisnoston yhdistettyä aineistoa. Arvioitava näyte lasketaan yhdistettyjen rinnakkaisnäytteiden perusteella.

Järvien syvänteiden pohjaeläimistön tilan arviointi perustuu kahteen muuttujaan. Pohjaeläimistön kuormituksen sietokykyä ja tilan yleistä heikentymistä mitataan 2. kaudelle kehitetyn syvännepohjaeläinindeksin avulla (PICM, *Profundal Invertebrate Community Metric*; Jyväsjärvi & Hämäläinen 2011; Jyväsjärvi ym. 2014). PICM perustuu Wiederholmin (1980) BQ-indeksiin, mutta se huomioi surviaissäskien ohella myös muut taksonomiset ryhmät ja siten mittaa koko syvännepohjaeläimistön rakennetta paremmin kuin alkuperäinen BQ-indeksi. PICM-indeksi on kuvattu tarkemmin Liitteessä 6.8.

Syvännepohjaeläimistön runsaussuhteiden muutoksia mitataan lajiston prosenttisen mallinkaltaisuuden (PMA; ks. Liite 6.2) avulla. PMA:n vertailuolot päivitettiin 2. luokittelukaudelle. Järvityypeissä Lv, PoLa ja Rr ja Rk syvännepohjaeläimistön tila arvioidaan vain PICM:n perusteella puutteellisten vertailuaineistojen takia.

Luokittelumetodissa on pyritty huomioimaan syvänteiden pohjaeläinyhteisöjen luontainen vaihtelu mahdollisimman hyvin. PICM-indeksin vertailuarvot mallinetaan syvännepaikkakohtaisesti syvyyden ja arvioidun luontaisen väriarvon perusteella (ks. Liite 6.8). Erinomaisen ja hyvän luokan raja-arvo on asetettu mallinnetun vertailuolovaihtelun alakvartiiliin (25. prosenttipiste), joka paikkakohtaisesti likimain vastaa vertailuarvon kertomista 0,8:lla. Muut luokkarajat on asetettu tasavälisesti ja huonon luokan alaraja on nolla. Nämä luokkarajat noudattavat tai ovat tarkentuneista vertailuarvoista johtuen hieman tiukemmat kuin vuonna 2011 Ruotsin kanssa interkalibroidut BQI:n luokkarajat. Tarkistettu kansallinen PICM-menetelmä osoitettiin nk. GAP-tarkastelulla (Suomen ympäristökeskus 2016) olevan interkalibroitinpäätöksen mukainen (Euroopan yhteisö 2018).

PMA:lla erinomaisen ja hyvän luokan raja-arvo on kiinnitetty vertailupaikkojen tyyppikohtaisen jakauman alakvartiiliin (25. prosenttipisteeseen). Huonon luokan alaraja on nolla. Muut luokkarajat on asetettu tasavälisesti. Muuttujien luokkarajat ovat Liitteessä 8.4.

Lopullinen syväne-eläimistön tilaluokka määräytyy muuttujien skaalattujen ELSien keskiarvona.

Matalat järvet ovat usein ongelmallisia syvänteiden pohjaeläimistön luokittelussa. Niiden pohjaeläinyhteisön luonnollinen vaihtelu on suurta, heikentyneitä oloja ilmentäviä lajeja esiintyy luonnostaan, ja indeksiarvot voivat olla luontaisestikin alhaisella tasolla (Jyväsjärvi ym. 2011). Nämä seikat aiheuttavat ihmistoiminnan vaikutusten heikon havaittavuuden. Keskisyvyydeltään alle 3 metrin järvet jätettiin jo toisella kaudella pois syvännepohjaeläinten perusteella tehdystä tilan luokittelusta. Matalien järviyyppeiden pohjaeläimistön tilan laskennallinen arviointi perustuu ainoastaan rantavyöhykkeen pohjaeläimistöön, joka on siihen soveltuvampi menetelmä sikäli kun näytteenottomenetelmälle soveliaita kivikkorantoja esiintyy. Matalien järvien pohjaeläinaineistoa voidaan kuitenkin käyttää asiantuntija-arvioinnin tukena luokittelupäätöstä tehtäessä etenkin niissä keskisyvyydeltään alle 3 metrin järvissä, joissa on selkeä syvänealue.

Muuttujat laskettiin vesienhoidon 3. luokittelua varten keskitetysti SYKEssä. Herten Vemu:n lisätietokohtaan on tallennettu vertailuarvon laskennassa käytetyt parametrit (keskisyvyys tai näytesyvyys, luontainen väriarvo) ja mahdolliset perustelut. Laskennassa käytetty tyypittely ja muut tarvittavat taustatiedot koottiin ja arvioitiin SYKEssä. Laskentaan on tehty Excel-laskentapohjat helpottamaan indeksien käyttöä erilaisissa vesien tilan selvityksissä (Suomen ympäristökeskus 2019d). Indeksien laskennassa tarvittavat lajilistat löytyvät laskentapohjilta ja luokittelun ohjeistussivulta (Suomen ympäristökeskus 2019c).

6.5

Rantavyöhykkeen pohjaeläimet

Jukka Aroviita

Rantavyöhykkeen pohjaeläimistön tilan arviointiin kehitettiin alustava menetelmä 2. luokittelukaudelle. Tilan arviointi perustuu standardoidulla potkumenetelmällä käsihaavilla (Järvinen ym. 2019) kerättyihin aineistoihin. Arvioinnissa käytetään kuuden 20 sekunnin kivikkorannoilta kerätyistä potkunäytteestä summattua 2 minuutin kokoomanäytettä. Kokoomanäyte tulee koostua joko 2 tai 3 rannan 3 tai 2 rinnakkaisnäytteestä (tässä järjestyksessä).

Luokittelussa on pyritty huomioimaan pohjaeläinyhteisöjen luontainen vaihtelu. Yhteisöjen luontaista vaihtelua selittävät etenkin sijainti (pohjois-etelä -gradientti), järven koko, ja järven luontainen humuksisuus, eli osaltaan samat tekijät kuin tyypit-

telyssä. Vertailujärvien vähäisestä määrästä johtuen vertailuolaja ei ole kuitenkaan voitu muodostaa erikseen järviyypeille, vaan niiden yhdistelmille. Lisäksi suurten pohjoisten järvien (tässä Oulujoen vesistöalue ja pohjoisemmat vesistöalueet) vertailuyhteisöt erosivat koko- ja humustyyppien sisälläkin selkeästi eteläisemmistä, joten niille on muodostettu omat luokittelukriteerit. Kolmannelle luokittelukaudelle kehitettiin erilliset vertailuolot Pohjois-Lapin järville (Mykrä & Aroviita 2019).

Kivikkorantojen pohjaeläinyhteisöjen tilaa mitataan näille tyyppiryhmille ominaisten taksonien lukumäärän (TT; ks. Liite 6.1) ja lajiston prosenttisen mallinkaltaisuuden (PMA; ks. Liite 6.2) perusteella. TT ja PMA ovat VPD:n mukaisia ja osoittautuneet käyttökelpoisiksi säännösteltyjen järvien arvioinnissa (Aroviita ym. 2008 ja Sutela ym. 2012). Samoja muuttujia käytetään myös useiden muiden biologisten ryhmien tilan mittaamiseen, jolloin tila-arviointi perustuu yhtäläisiin kriteereihin ja on vertailukelpoista biologisten ryhmien ja ympäristöjen välillä. Vertailuarvona on käytetty vertailupaikkojen tyyppiryhmäkohtaista keskiarvoa. Erinomaisen ja hyvän luokan raja-arvo on kiinnitetty vertailupaikkojen tyyppiryhmäkohtaisen jakauman alakvartiiliin (25. prosenttipiste). Luokan huono alaraja on nolla. Muut luokkarajat on asetettu tasavälisesti. Muuttujien järviyyppeihin luokitellut vertailuarvot ja luokkarajat on esitetty Liitteessä 8.5.

Lopullinen rantavyöhykkeen eläimistön tilaluokka määräytyy muuttujien skaalattujen ELSien keskiarvona.

Muuttujat laskettiin vesienhoidon 3. luokittelua varten keskitetysti SYKEssä. Laskennassa käytetty tyypittely tehtiin SYKEssä. Laskentaan on tehty Excel-laskentapohjat helpottamaan indeksien käyttöä erilaisissa vesien tilan selvityksissä (Suomen ympäristökeskus 2019d). Tyypikohtaiset lajilistat löytyvät laskentapohjilta ja luokittelun ohjeistussivulta (Suomen ympäristökeskus 2019c).

6.6

Kalat

Jukka Ruuhijärvi ja Mikko Olin (Luonnonvarakeskus)

Järvien kalaston tilan arviointi perustuu ns. ELS4-menetelmään, jonka neljä muuttujaa ovat standardin (EN 14757, Water quality. Sampling of fish with multi-mesh gillnets) mukaisen verkkokoekalastuksen saaliista lasketut biomassayksikkösaalis, lukumääräyksikkösaalis ja särkikalojen biomassan osuus (%) saaliissa, sekä indikaattorilajien esiintyminen (Tammi ym. 2006, Vuori ym. 2009, Holmgren ym. 2010, Rask ym. 2010, Rask ym. 2011 ja Olin ym. 2013). *Indikaattorilajit*-muuttujassa käytetään verkkokoekalastuksen saaliiden ohella kaikkia käytettävissä olevia tiedonlähteitä. ELS4-menetelmä on kehitetty tunnistamaan rehevöitymispaineen kalastovaikutuksia.

Biomassa-muuttujan arvot perustuvat verkkokoekalastuksen kokonaisyksikkösaaliin painoon. Biomassa on kaksisuuntainen muuttuja: sekä luonnontilaa suuremmat että pienemmät muuttujan arvot voivat ilmaista ihmistoiminnan rehevöittävää vaikutusta (esim. särkikalojen tuotannon kasvu tai rehevöitymisen aiheuttamat happikadot ja kalakuolemat). Jos kyseessä on kalamäärää pienentävä tilanne, luokittelu tapahtuu pienten biomassojen ja päinvastaisessa tapauksessa suurten biomassojen mukaan. Muuttujan vertailuarvo on tyypikohtaisen vertailujärvijoukon (tai parhaiden jäljellä olevien paikkojen) havaintojen mediaani.

Luokiteltaessa vertailuarvoa pienempien biomassojen mukaan, Hy/T-raja on vertailujärvijoukon ELS-jakauman (havaittu arvo/vertailuarvo) minimihavainto. Muuttujan pienten arvojen luokitus on täten säädetty melko ”epäherkäksi”, koska suurissa vähäravinteisissa järvissä verkkoyksikkösaalis voi luontaisista syistä olla hyvin pieni, jolloin nämä järvet saattaisivat muuten saada todellista tilaansa huo-

nompia luokituksia. T/V ja V/Hu -luokkarajat määräytyvät tasavälein Hy/T-rajasta oletettuun ELS-arvojen minimiin (= 0). E/Hy -raja saadaan lisäämällä Hy/T-rajaan em. mainittu "tasaväli".

Vertailuarvoa suurempien biomassojen mukaan luokiteltaessa E/Hy-raja on vertailujärvijoukon ELS-jakauman (vertailuarvo/havaittu arvo) 25. prosenttipisteen arvo (alakvartiili). Poikkeuksena on tyyppi 12 (RrRk), josta ei ole jäljellä vertailupaikkoja. Tyypissä 12 E/Hy-raja on asiantuntija-arvion perusteella valittujen parhaiden jäljellä olevien paikkojen mediaani, sillä oletuksella, että parhaista jäljellä olevista paikoista-kin puolet ei saavuta erinomaista tilaa. Muut luokkarajat määräytyvät tasavälein E/Hy-rajasta koko aineiston (vertailu ja vaikutetut paikat) tyyppikohtaiseen huonoimpaan ELS-arvoon (= vertailuarvo/tyypin maksimisaalis).

Yksilömäärä-muuttujan arvot perustuvat verkkokoekalastuksen kokonaisuksikkösaaliin lukumäärään. Yksilömäärä on, biomassa-muuttujan tapaan, kaksisuuntainen muuttuja ja vertailuarvos ja luokkarajat määräytyvät kuten biomassa-muuttujassa.

Särkikalajien biomassaosuus-muuttujan arvot perustuvat rehevöitymisestä hyötyvien särkikalajien (särki, salakka, sorva, lahna, pasuri, sulkava, ruutana ja suutari) prosenttiosuuteen verkkokoekalastuksen kokonaisuksikkösaaliin painosta. Muuttujan arvot kasvavat ihmistoiminnan vaikutuksesta. Vertailuarvona käytetään tyyppikohtaisen vertailujärvijoukon (tai parhaiden jäljellä olevien paikkojen) havaintojen mediaania.

Muuttujan E/Hy-raja on vertailujärvijoukon ELS-jakauman (vertailuarvo/havaittu arvo) 25. prosenttipisteen arvo. Poikkeuksena on tyyppi 12, jossa E/Hy-raja on parhaiden jäljellä olevien paikkojen mediaani. Muut luokkarajat määräytyvät tasavälein E/Hy-rajasta teoreettiseen huonoimpaan ELS-arvoon (vertailuarvo/100 %).

Indikaattorilajit-muuttujan arvot perustuvat kaikesta saatavilla olevasta kalayhteisöaineistosta tehtävään asiantuntija-arvioon. Indikaattorilajien esiintyminen tuottaa ELS-arvoja seuraavasti:

Erinomainen 0,8	Järvessä esiintyy luonnolliseen lisääntymiseen perustuva kanta jostakin (yhdestä) seuraavista lajeista: nieriä, siika, mutu, kivenuoliainen, härkäsimplu eikä kannoissa ole havaittavissa lisääntymishäiriöitä. Useamman lajin esiintyminen lisää pistemäärää. Kukin lisälaji antaa 0,05 pistettä lisää.
Hyvä 0,6	Järvessä esiintyy luonnolliseen lisääntymiseen perustuva kanta jostakin (yhdestä) seuraavista lajeista: made, taimen, muikku, harjus, kivisimplu, kirjoeväsimppu, kymmenpiikki, eikä kannoissa ole havaittavissa lisääntymishäiriöitä. Kukin lisälaji antaa 0,05 pistettä lisää. Alle 200 ha järvet: järvessä esiintyy luonnolliseen lisääntymiseen perustuva kanta ahvenesta ja/tai hauesta ja/tai särjestä eikä kannoissa ole havaittavissa lisääntymishäiriöitä.
Tyydyttävä 0,4	Järvessä esiintyy luonnolliseen lisääntymiseen perustuva kanta ahvenesta ja/tai hauesta ja/tai särjestä, eikä kannoissa ole havaittavissa lisääntymishäiriöitä. Alle 200 ha järvet: em. määre antaa pistemääräksi 0,6.
Välttävä 0,2	Järvessä esiintyy luonnolliseen lisääntymiseen perustuva kanta ahvenesta ja/tai hauesta ja/tai särjestä. Populaattorakenteen selviä muutoksia, vuosiluokkia puuttuu, pienikokoisten nuoruusvaiheiden osuus poikkeuksellisen alhainen.

Luokitusasteikko on hierarkkinen. Ensin tarkistetaan, onko järvessä erinomaisen luokituksen antavia lajeja. Mikäli ei ole, siirrytään hyvän luokituksen lajiryhmään jne. Hyvän luokituksen lajit eivät lisää pistemäärää tilanteessa, jossa järvessä on jokin/joitakin erinomaisen luokituksen lajeja. Tieto indikaattorilajin häviämisestä aiheuttaa aina ELS-arvon putoamisen alempaan luokkaan. Esimerkiksi tieto nieriän häviämisestä pudottaa luokituksen erinomaisesta hyvään, vaikka järvessä olisi vielä jäljellä erinomaisen luokituksen lajeja. Hävinneen lajin uudelleenistuttaminen nostaa luokitusta vasta, kun järveen on muodostunut lisääntyvä kanta, jota ei tarvitse tukea istutuksin.

Indikaattorilajit-muuttujaa lukuunottamatta kalayhteisömuuttujista vertailuarvojen ja luokkarajojen laskennassa on käytetty tyyppikohtaista vertailujärviaineistoa. Indikaattorilajit-muuttujalle vertailuarvot ja luokkarajat on määritetty käyttäen asiantuntija-arvioita. Muuttujia ja koko kaloihin perustuvaa luokittelujärjestelmää kuvataan tarkemmin julkaisussa Olin ym. (2013).

Luokittelumenetelmän järvityyppikohtaiset vertailuarvot ja luokkarajat päivitettiin vuosina 2008–2010 kertyneellä uudella ja aikaisempaa laadukkaammalla vertailuaineistolla (Liite 8.6). Samassa yhteydessä poistettiin vertailujärvijoukosta alle 10 hehtaarin suuruiset järvet sekä sellaiset aikanaan happamoituneet järvet, joista jonkin kalalajin tiedetään hävinneen happamoitumisen seurauksena. Muutosten vaikutuksena kalastoperusteinen luokittelu oli hieman tiukempi kuin ensimmäisellä kaudella. IC:n teknisessä vaiheessa hyväksytty pohjoisten maiden luokittelumenetelmien interkalibrointi ei aiheuttanut muutoksia Suomessa käytettäviin vertailuarvoihin eikä luokkarajoihin. Kolmannella luokittelukaudella käytettiin samoja vertailuarvoja ja luokkarajoja kuin toisella kaudella.

Kalaperusteisen ekologisen tilan laskemiseksi muuttujakohtaiset luokitukset yhdistetään. Ensin muuttujat yhteismitallistetaan skaalaamalla kertoimien avulla asteikolle 0-1 (Olin ym. 2013). Tämän jälkeen lasketaan näiden keskimääräinen ELS. Näin ollen, kalaperusteinen ekologinen tila suhteessa rehevöitymispaineeseen saadaan muuttujien "biomassa", "yksilömäärä", "särkikalojen biomassaosuus" ja "indikaattorilajit" keskiarvona (ELS4).

Järvikalaluokittelun ELS4 -menetelmä on kehitetty rehevöitymispaineen tunnistamiseen eikä se toimi säännöstelyn vaikutusten arvioinnissa. Tämän vuoksi säännösteltyjen järvien ekologista tilaa voidaan arvioida Sutelan ym. (2011 ja 2013) kehittämällä rantavyöhykkeen kalastoon perustuvalla menetelmällä, jossa näytteet otetaan sähkökoekalastuksella. Rantavyöhykkeen kalaston perusteella arvioitu ekologinen tila voidaan merkitä Vemu3:n lisätietokohtaan, jolloin se on käytettävissä ekologisen tilan kokonaisarviossa. Luonnonvarakeskus on suorittanut järvikalaluokittelun laskennan.

6.7

Fysikaalis-kemialliset laatutekijät

Sari Mitikka

Järvien luokittelumuuttujiksi on valittu päänlyysveden ylimmän kahden metrin vesikerroksen kokonaisravinteet (kok. P, kok. N). Luokkarajat on esitetty Liitteessä 8.7.

Ekologisen tilan kannalta luokittelussa on mielekästä tarkastella kasvukauden aikaisia ravinnetasoja. Järvityypit erottuvat selvästi toisistaan humuspitoisuuden mukaisiin ryhmiin (Vuori ym. 2006). Lisäksi luontaisesti runsasravinteisten järvityypit (Rr luontaisesti rehevät ja Rk runsaskalkkiset) poikkeavat olosuhteiltaan muista järvistä. Lyhytviipymäinen järvityyppi sisältää sekä vähähumuksisia että humusjärviä ja mahdollisesti luontaisesti reheviä kohteita, joten ravinnepitoisuus vaihtelee paljon. Sen luokituksessa käytetään yleensä sellaisen tyyppin luokkarajoja, jonka humuspitoisuus on vastaava kuin ko. lyhytviipymäisen vesimuodostuman humuspitoisuus.

Vertailuolojen määrittely perustuu Vesla-vedenlaaturekisterin järvien koko havaintoaineistoon vuosilta 1995–2007 ja SYKEssä laadittuun listaan vertailutilaisista järvistä. Listan laadinnassa on käytetty apuna kuormitus- ja maankäyttötietoja, käyttökelpoisuusluokitusta huomioiden humusjärvien luonnontilan, ja alueellisten ympäristökeskusten arvioita vertailujärvistä. Vertailupaikkojen läpikäynti olisi hyvä tehdä uudelleen esi. luokittelun jatkokehityshakkeiden yhteydessä.

Luokkarajojen määrittelyä varten tarkasteltiin vertailujärvien ohella kuormitet-
tujen järvien (vesimuodostumien) seurantatulosten tilastollisia tunnuslukuja vuosi-
jaksolla 1976–2007. Luokkarajat perustuvat näihin tilastollisiin tunnuslukuihin, klo-
rofyllin ja kokonaisfosforin väliseen suhteeseen sekä Suomen järvien vedenlaadusta
tehtyihin julkaisuihin (mm. Mitikka & Ekholm 2003).

- a. Luokkaa määrättäessä tarkastellaan luokitusjakson kasvukauden (kesä-syyskuu) päällysveden keskiarvoja. Suositus on, että havaintopaikalta olisi tietoja ainakin kolmelta vuodelta. Tarvittaessa voidaan käyttää myös aiempien vuosien tuloksia, jos aineistoa ei ole luokitusjaksolla riittävästi. Näin voi toimia varsinkin vertailuolaja (tai lähes) edustavien järvien osalta.
- b. Seuranta kohdennetaan yleensä järvien selkääalueelle. Tietojen edustavuutta ja luotettavuutta tulee kuitenkin arvioida kriittisesti useamman näytepisteen osalta aina kun niitä on käytettävissä.
- c. Veden laadusta tehdään kokonaisarvio, jossa yhdistetään kaikkien laatutekijöiden antama tieto veden tilasta. Mikäli kokonaisravinteet luokittuvat eri tavoin, painotetaan fosforituloksia, koska fosfori on sisävesien tärkein biomassan kasvua rajoittava tekijä ja typen luokkarajojen asettaminen on epävarmempaa. Luokituksessa käytetään apuna muita tietoja veden laadusta (laatutekijöitä, joille ei ole toistaiseksi esitetty luokkarajoja, esim. jätevesien vaikutusta osoittavat hygienian indikaattoribakteerit, ammonium-tyyppi, näkösyvyys, happi). Lisäksi tarkastellaan aineiston riittävyyttä, ajoittumista ja luotettavuutta sekä paineita.

Järvien vedenlaatu luokiteltiin kokonaisfosforin ja -typen pitoisuuksien havaintopaikkakohtaisten kasvukauden (kesä-syyskuu) mediaaneihin, joista laskettiin jaksomediaani. Jaksomediaaneista laskettiin seuranta paikkakohtainen mediaani. Mikäli vesimuodosumassa oli useita seuranta paikkoja, laskettiin niiden mediaani, joka oli ko. muuttujan luokituksessa käytetty arvo.

Laskennassa siirryttiin käyttämään keskiarvoa. Tyypin MRh kokonaisravinteiden pitoisuuksia vertailuoloiissa sekä luokkarajoja pidettiin ELY-keskuksissa liian korkeina ensimmäisellä luokittelukaudella. Seurannassa kerätyn uuden aineiston avulla luokkarajoja voitiin tarkentaa 2. luokittelukaudella. Tämä perustui kokonaisravinteiden ja kasviplanktonin tilaa kuvavien muuttujien suhteiden tarkasteluihin (Mitikka 2012).

Ei muutoksia luokkarajoihin tai vertailuoloihin. EU:n ravinneasiantuntijoiden työryhmän ohjeistus ja työkalu luokan rajojen määrittämiselle osoittavat, että Suomen asettamat rajat kokonaisravinteille ovat riittävän kireät (Poikane ym. 2019).

Lisämuuttujat

Varsinaisten luokittelumuuttujien lisäksi luokittelun tueksi on syytä tarkastella sellaisiamuita alueelta mitattuja vedenlaatusuureita, joilla on oletettavasti merkitystä paineiden kuvaajina.

Lisämuuttujatarkastelu tehdään vain niissä tapauksissa, että ko. muuttuja on relevantti alueen paineiden kannalta. Tällaiset suureet vaihtelevat tapauskohtaisesti. Niitä voivat olla esim. näkösyvyys, happi, ammonium-tyyppi ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitraattityppi ($\text{NO}_3\text{-N}$), arseeni (As), rauta (Fe) sekä muut metallit, natrium (Na), kloridi (Cl^-), sulfaatti (SO_4^{2-}), syanidi (CN^-), mineraaliöljyt, fenolit, sähkönjohtavuus, sekä AOX (adsorbable organic halogens) ja hygienian indikaattoribakteerit.

Kolmannella luokittelukaudella tarjotaan luokittelijalle keskitetysti lasketut tunnusluvut hygienian indikaattoribakteereille, hapelle, pH-minimille, ammonium-typelle, näkösyvyydelle sekä väriluvulle. Laskenta on selostettu kappaleessa 3.4.2.

Lisämuuttujia käytetään tukemaan varsinaisten luokittelumuuttujien ja painetarkastelun avulla tehtävää arviointia. Näille suureille ei ole annettu vertailuarvoja tai luokkarajoja, vaan tarkastelu tehdään vertaamalla esim. kuormituslähteen ylä- ja alapuolista tilannetta. Lisäsuureille lasketaan tunnuslukuja, jotka kuvaavat parhaiten ko. paineen ajallista ja paikallista vaikutusta.

Pääsääntöisesti laskennassa käytetään järvien osalta päällysvedestä mitattuja pitoisuuksia. Poikkeuksena on esim. happitilanne ja jätevesien pohjanmyötäistä kulkeutumista kuvaavat tekijät kuten rauta ja sähkönjohtavuus. Näille lasketaan myös pohjanläheisen vesikerroksen tunnusluvut.

Asiantuntija-arviossa on periaatteena suhteuttaa luokitusjakson aikana havaittuja pitoisuuksia esim. ko. vesimuodostumassa eri aikakausina ja erilaisissa kuormitus-tilanteissa vallinneisiin pitoisuuksiin, vastaavanlaisen toiminnanharjoittajan muilla alueilla aiheuttamiin haittoihin, lupahakemuksissa määriteltäisiin haitta-alueisiin jne.

Lisäsuureilla voi olla huomattavakin merkitys luokitustulokseen silloin, kun varsinaisten luokittelumuuttujien aineisto on vähäistä tai antaa keskenään ristiriitaisia tuloksia tai poikkeaa merkittävästi painetarkastelun antamasta kuvasta.

6.8

Hydrologis-morfologiset laatutekijät

Järvissä hydrologisia ja morfologisia oloja kuvaavat tekijät ovat:

- järvihydrologia: virtauksen määrä ja dynamiikka, pinnan taso, viipymä sekä yhteys pohjaveteen
- morfologiset tekijät: järven syvyyden vaihtelu, pohjasedimentin määrä ja pohjan rakenne sekä rantavyöhykkeen rakenne.

Vesimuodostumatasoista hydrologian ja morfologian muuttuneisuuden arviointia ja luokittelua varten kehitettiin 1. luokittelukaudelle pisteytysmenetelmä (Vuori ym. 2009). Arviointimenettelyä tarkennettiin 2. kaudelle ja sama menetelmä on ollut käytössä myös 3. kaudella.

HyMo-muuttuneisuuden arviointi tehdään painetekijöittäin hydrologialle (vedenpinnan talvialenema tai sen suhde järven keskisyvyyteen), esteettömyydelle (padot ym. nousuesteet) ja morfologialle (rantaviivan rakentamisaste, järven lasku, siltojen ja penkereiden vaikutus) Taulukossa 6 kuvattujen kuuden osatekijän avulla.

Kuten jokivesissä, muuttuneisuuden arviointi tehdään kaksivaiheisena:

Vaihe 1. Ensimmäisessä, karkeassa vaiheessa arvioidaan karkeasti muuttuneisuutta ja tunnistetaan ne vedet, joissa muutokset ovat enintään vähäisiä.

- Näiden vesistöjen hydrologis-morfologinen tila on erinomainen tai hyvä ja ne voidaan karsia seuraavasta vaiheesta pois.
- Olennaista tässä vaiheessa on seuloa joukosta pois pintavedet, joissa hydrologis-morfologisten muutosten kokonaisvaikutus ekologiseen tilaan on merkitykseltään niin vähäinen, ettei ole tarvetta tarkempaan analyysiin.
- Osatekijöiden esiintyminen kuvataan tarkkuudella Kyllä/Ei. Lisäksi arvioidaan tekijöiden kokonaisvaikutusta kolmiportaisella asteikolla: 0 = ei vaikutusta, 1 = vähäinen vaikutus ja 2 = vähäistä suurempi vaikutus.
- Vaikka tässä vaiheessa ei ole kyse varsinaisesta vaikutusten arvioinnista, niin merkittävyyden arvioinnin tulisi perustua asiantuntijan käsitykseen siitä, kuinka suuria vaikutuksia tekijöillä voi olla ekologiseen tilaan.
- Muuttavan toiminnan tietolähteet on syytä kirjata ylös myös erikseen, esimerkiksi lyhentein "AT" (asiantuntijatieto), "DT" (dokumenttitieto ja dokumentin identifioivat tiedot kuten lupa- ja diaarinumerot). Mikäli tietoja muuttajien arviointiin ei ole saatavilla, merkitään tämä selvästi näkyviin lyhenteellä "ET" (ei tietoa). Vaiheen 1 tulokset tallennetaan Excel-taulukoihin.

Vaihe 2. Toisessa, tarkentavassa vaiheessa arvioidaan hydrologis-morfologisten tekijöiden vaikutuksia yksityiskohtaisemmin vain niissä vesistöissä, joissa hydrologisilla tai morfologisilla muutoksilla on vähäistä suurempi vaikutus vesistön tilaan.

- Hydrologisten muutosten arviointiin tarvitaan aineistoa mm. vedenkorkeuksista ja järven keskisyvyydestä. Morfologisten tekijöiden arviointiin tarvitaan tietoa mm. rantaviivan pituudesta, pinta-alasta sekä muutosten lukumäärästä ja sijainnista.
- Arviossa on otettava huomioon jo tehtyjen kunnostusten ja ennallistamistöiden vaikutukset järvessä.
- Rakennetun rantaviivan osuus arvioidaan rantaviivan suuntaisesti summaamalla yhteen ne rantaviivan osuudet, jotka ovat muuttuneet rakentamisen seurauksena. Tässä kohdassa ei huomioida haja-asutusalueiden rantarakentamista.
- Siltoja ja penkereitä koskevat arviot vaihtelevat järven morfologian, siltojen ja penkereiden sijainnin ja niiden virtausoloihin aiheuttaman muutosten mukaisesti. Yksiselitteisemmin arvioitavia ovat maapenkereet, jotka erottavat jonkin osa-alueen muusta järvestä. Tässä yhteydessä arviot on syytä tehdä karkeasti, koska vaikutusalueiden rajaaminen on vaikeaa.
- Rantaa muuttaneiden toimenpiteiden (ruoppaus, suojaus, täyttö) arvioinnin apukeinona voidaan käyttää toteutettujen toimenpidelupien lukumäärään perustuvaa arviota rakennetun rantaviivan osuudesta.
- Järvien vedenpinnan lasku tai nosto ja eliöstön vaelluksen estyminen otetaan huomioon tilan arvioinnissa seuraavasti. 1950-luvulla tai sen jälkeen laskettujen tai nostettujen järvien morfologista tilaa voidaan pitää enintään hyvänä. Näiden järvien biologisia muuttujia tulee verrata kuitenkin ko. järveä nykyisiltä luonnonolosuhteiltaan lähinnä vastaaviin järviin, eikä morfologinen tila suoraan vaikuta ekologisen tilan arvioon.
- Esteellisyyden arviointiin käytetään samoja periaatteita kuin virtavesissä (ks. Luku 5.3). Huomioitavaa on, että järven luusuassa oleva este johtaa aina erinomaista heikompaan hydrologis-morfologiseen tilaan. Vaelluskalojen nousumahdollisuuksien kannalta otetaan huomioon kalatiet, kalaportaat ja ohitusuomat, joiden tuloksellisuudesta on tutkittua/havaittua tietoa.

- Kalojen vaellusesteellisyyden vaikutusten arviointi kannattaa perustaa esteistä kaloille aiheutuvien vaikutusten suuruuteen. Keskeistä on arvioida, kuinka suuria muutoksia kalakannassa tapahtuisi, jos vaelluseste poistuisi.
- Hydrologis-morfologisten tekijöiden yhteisvaikutusten laskenta tehdään pisteytysmenetelmän avulla (Taulukko 5 luvussa 6). Menetelmässä muutos-pisteet lasketaan yhteen ja järvi luokitellaan hydrologis-morfologisen muuttuneisuuden perusteella viiteen tilaluokkaan (Taulukko 4 luvussa 5.6). Kokonaispisteiden laskennassa otetaan tekijöistä 1 tai 2 huomioon vain toinen riippuen siitä kumpi tekijä antaa suuremman muuttuneisuusarvon.
- On syytä korostaa, että raja-arvot ovat ohjeellisia ja arvioita tehtäessä on syytä ottaa huomioon asiantuntijoiden ja eri sidosryhmien edustajien näkemykset vaikutusten merkittävydestä.
- Arviointitulokset tallennetaan Vemu3-tietojärjestelmään. Tallennettavat kentät ovat:
 - o Lukuarvo: %, m, jne.
 - o Pistet: 0–4 pistettä
 - o Arviointi perustuu: Mittaustulos, karttatarkastelu, asiantuntija-arvio, muu
 - o Lisätietoa: Mistä arviointiaineisto on saatavilla

On suositeltavaa, että kaikista vesimuodostumista tehdään käytettävissä olevan tiedon pohjalta tarkempi arviointi ja kirjataan tietojärjestelmään tiedon lähteet ja niiden epävarmuudet sekä perusteet arvioidulle muuttuneisuudelle.

Hydrologis-morfologisesti erinomaiseen tilaan määritetään järvet, joissa on enintään vähäisiä muutoksia hydrologismorfologisessa tilassa. Erinomaisessa tilassa yhdenkään tekijän muutos ei saa olla yhtä pistettä suurempi. Tyydyttävään tai sitä huonompaan hydrologis-morfologiseen tilaan määritetään järvet, joissa vähintään yhden kriteerin suhteen muutoksen on arvioitu olevan suuri tai hydrologis-morfologisten muutosten summa on vähintään 6 pistettä.

Muuttuneisuusarviointia ja pisteytyksiä tehtäessä on huomioitava, että tutkimustieto arvioinnissa käytettyjen muuttujien ominaisuuksista ja suhteesta vesien ekologiseen tilaan on toistaiseksi vähäistä. Raja-arvot ja periaatteet perustuvat lähinnä suurten rakennettujen jokien ja säännösteltyjen järvien selvityksiin. Näin ollen ne on nähtävä viitteellisinä. Niitä tulee soveltaa tapauskohtaisesti sen perusteella, kuinka suuria ekologisia vaikutuksia hydrologis-morfologisia muutoksilla arvioidaan tai tiedetään todellisuudessa olevan.

Taulukko 6. Järvien hydrologisen ja morfologisen muuttuneisuuden arviointiasteikko. Prosenttiluvut ovat viitteellisiä ja vaativat tapauskohtaista harkintaa.

Muuttuneisuus	Osatekijät						6. Vaellus- esteet ⁵⁾
	1. Keskimääräinen talvialenema (m) ¹⁾	2. Keskimääräisen talvialeneman suhde keskisyvyyteen / vesipinta-alan muutos (%) ²⁾	3. Lasku (m) ³⁾ ja nosto ⁴⁾ Keskisyvyys nyt		4. Muutetun/ rakennetun rantaviivan osuus järven rantaviivan kokonaispituudesta (%)	5. Siltojen ja penkereiden vaikutus	
			<1,2 m	>1,2 m			
Erittäin suuri (4 pist.)	> 3,0	>50	>1	>1,5	>50	Tapauskohtainen arviointi	Kalojen vaellus täysin estynyt
Suuri (3 pist.)	>1,5–3	>30–50	>0,5–1	>1–1,5	>20–50	Tapauskohtainen arviointi	Kalojen vaellus lähes täysin estynyt
Melko suuri (2 pist.)	>1,0–1,5	>10–30	>0,1–0,5	>0,5–1	10–20	Tapauskohtainen arviointi	Kalojen vaellus osin estynyt tai vain jotkut kalat esim. lohi ja taimen voivat vaeltaa
Vähäinen (1 pist.)	0,5–1,0	< 10	<0,1	<0,5	<10	Tapauskohtainen arviointi	Vain joidenkin lajien vaellukset ovat estyneet
Ei lainkaan (0 pist.)	< 0,5	0	0	0	<5	Tapauskohtainen arviointi	Kaikki kalat ja muut vesieläimet voivat vaeltaa

1) Jäätymispäivän vedenkorkeudesta vähennetään jääpeitteisen kauden alin vedenkorkeus. Lasketaan keskiarvo esim. vuosilta 2009–2018. Vaikutusten arvioinnin pisteytyksessä otetaan huomioon vain, jos tekijää 2 ei huomioida

2) Molemmat tekijät arvioidaan. Vaikutusten arvioinnin pisteytyksessä otetaan huomioon vain, jos tekijää 1 ei huomioida.

3) Lasketuilla järvillä raja-arvot perustuvat Kannisen (2004) tarkasteluun ja hänen esittämiin nimeämiskriteereihin. Vähintään vuoden 1970 jälkeen lasketut järvet otetaan huomioon. Tapauskohtaisesti arvioidaan tarve tarkastella myös vanhempia järvien laskuja.

4) Tekojärvien kohdalla arviointiperusteena on veden nosto kuivalle maalle. Muutosten suuruus on kaikilla tekojärvillä erittäin suuri (4 pistettä).

5) Arvioidaan tarvittaessa eri virtaamatilanteissa. Pisteytyksessä voidaan ottaa huomioon myös se, kuinka suuri vaikutus vaellusesteellä on kalaston tilaan.



7 Rannikkovesien luokittelu

Vesienhoidon luokittelun kehittämisessä on huomioitu myös meristrategiadirektiivin (MSD) vaatimukset merialueiden hyvän tilan määrittämiseksi. MSD on pantu täytäntöön Suomen lainsäädännössä muuttamalla lakia vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä 1299/2004).

Rannikkovesien ekologinen luokitus perustuu pääasiassa kasviplanktonin a-klorofylliin, pohjaeläinindeksiin sekä rakkolevän kasvusyvyyteen. Veden laadusta tehdään kokonaisarvio, jossa yhdistetään kaikkien laatutekijöiden antama tieto veden tilasta. Mikäli kokonaisravinteet luokituvat eri tavoin, painotetaan fosforituloksia.

Luokituksessa käytetään apuna muitakin vedenlaatutietoja, esim. pohjanläheistä happipitoisuutta ja hapen kyllästysastetta, vaikka kyseisille muuttujille ei ole tällä hetkellä olemassa vertailuarvoa ja luokitusta. Lisäksi luokituksen tueksi on SYKEN tuottamilla Internet-sivuilla olemassa operatiivista kaukokartoitusaineistoa pintaveden lämpötiloista, veden sameudesta, klorofyllipitoisuuksista ja pintaleväkartoista (TARKKA-palvelu; ks. Liite 12.2). Kyseisistä muuttujista on laskettu sekä päivä- että viikkokeskiarvoja mahdollisuuksien mukaan. Esimerkiksi kumpuamisalueet ja -ajankohdat ovat hyödyllisiä taustatietoja luokitustyössä. Sameuskartat voivat antaa arvokasta tietoa arvioitaessa rakkolevän mahdollista kasvusyvyyttä. Tila-arvioita tehtäessä on syytä tarkastella myös aineistojen riittävyttä, ajoittumista ja luotettavuutta sekä paineita.

Ekologista luokkaa määrittäessä tarkastellaan loppukesän mediaaneja tuottavasta pintakerroksesta (kesän a-klorofylli ja näkösyvyys) sekä 1–5 metrin pintavesikerroksesta (kesän kokonaisravinteet). Luokituksessa käytettävä jakso alkaa heinäkuussa päättyy syyskuun ensimmäisellä viikolla. Rakkohaurun kasvuvyöhyke määritetään heinä-elokuussa ja luokitus tehdään alakasvusyvyyden keskiarvon mukaan. Pohjaeläinnäytteet otetaan joko alkukesällä (touko-kesäkuu) tai loppukesällä/syksyllä (elo-lokakuu). Pohjaeläinindeksin luokitus tehdään uudelleenotantamenetelmällä käyttäen vesimuodostuman kaikki näytteenotot ja luokitteluarvo määritetty uudelleenotantojen keskiarvojen 20 prosenttipisteen mukaan.

7.1

Kasviplankton

Pirkko Kauppila

Kasviplanktonin a-klorofyllin vertailuarvot keskikesälle (heinä-elokuu ja syyskuun ensimmäinen viikko) on määritetty empiirisesti näkösyvyydestietoja hyväksi käyttäen. Regressioanalyysin avulla on ensin määritetty a-klorofyllin ja näkösyvyyden suhde rannikkotyyppikohtaisesti hyödyntämällä nykyistä seuranta-aineistoa (Kauppila 2007). Sitten tilastolliseen malliin on sovitettu kyseistä vesialuetta koskevat, 1900-lu-

vun alun näkösyvyystiedot, joita Launiainen ym. (1989) ovat raportoineet pohjoiselta Itämereltä.

Ulommilla rannikkotyypeillä keskimääräisten vertailuarvojen tilastollinen tarkkuus vaihtelee siten, että tarkimmat arviot saatiin Suomenlahdella, jossa näkösyvyyden historiallisia havaintoja oli eniten, kun taas Merenkurkussa arviot olivat vähäisten näkösyvyshavaintojen takia epätarkimmat. Keskimääräisten vertailuarvojen tarkkuutta on parannettu laskemalla ulompien rannikkotyyppien klorofylliarvoille yhteinen vaihtelu varianssianalyysin avulla. Lisäksi keskimääräisille vertailuarvoille on laskettu luottamusrajat käyttäen ulompien rannikkotyyppien yhteisen vaihtelun estimaattia. Sisemmille rannikkotyypeille ei ole voitu kuitenkaan käyttää tilastollista mallinnusta, koska historialliset näkösyvyysarvot puuttuivat. Sisemmillä rannikkotyypeillä vertailuarvot on arvioitu suhteuttamalla nykyisten seurantatulosten 5. prosenttipiste ulompien rannikkotyyppien referenssiarvoihin. (Kauppila 2007)

Rannikkovesien kansallisessa luokituksessa erinomaisen ja hyvän luokan (E/Hy) raja saatiin kertomalla keskimääräinen vertailuarvo 1,2:lla. Hyvän ja tyydyttävän (Hy/T) välinen raja saatiin kertomalla keskimääräinen vertailuarvo 1,8:lla. Edellä mainittu kerroin on hiukan suurempi kuin mitä HELCOM (kerroin 1,5) on soveltanut Hy/T luokkarajan määrittämisessä avomerellä *a*-klorofyllille. Tyydyttävän ja välttävän luokan välinen raja saatiin kertomalla referenssiarvo viidellä. Välttävän ja huonon luokan välinen raja saatiin kertomalla referenssiarvo kymmenellä.

Kasviplanktonin biomassalle on määritetty vertailuolot empiirisesti sijoittamalla *a*-klorofyllin vertailuarvot biomassan ja klorofyllin tyyppikohtaisiin funktioihin (Kauppila 2007). Kokonaisbiomassan luokkarajat määritettiin käyttämällä *a*-klorofylliä yhteisenä mittarina, ns. "*common metrics*" (Willby & Birk 2010 ja Birk ym. 2013). Luokkarajojen E/Hy ja Hy/T biomassa-arvot määritettiin klorofyllillä harmonisoitujen ELS-luokkarajojen avulla.

Suomen kansalliset, *a*-klorofyllin luokkarajat on harmonisoitu Ruotsin ja Viron kanssa vesipuitedirektiivin edellyttämän EU:n interkalibrointiharjoituksen mukaisesti (Euroopan yhteisö 2018). Kasviplanktonin osalta tulokset koskevat kahdella yhteisellä interkalibrointityypillä, BC1 ja BC9, tehtyjä harjoituksia: Suomi ja Ruotsi interkalibroivat Selkämeren ja Merenkurkun ulommilla rannikkoalueilla kun taas Suomi, Ruotsi ja Viro interkalibroivat Saaristomeren, läntisen Suomenlahden ja Askön ulkosaariston alueilla (Euroopan yhteisö 2018 ja Liite 4.4C). Euroopan yhteisön laatimien interkalibrointiohjeiden (mm. Euroopan yhteisö 2011) lisäksi Suomi, Ruotsi ja Viro ovat ottaneet luokkarajojen (E/Hy ja Hy/T) harmonisoinnissaan huomioon myös voimassa olevat *a*-klorofyllin vertailuarvot avomerellä (vrt. HELCOM 2018), jotta vesipuitedirektiivin ja meristrategiadirektiivin arviointikriteerit olisivat mahdollisimman hyvin sopusoinnussa Hy/T- ja GES-luokkarajojen osalta (*Good Environmental Status* GES, hyvä ympäristön tila).

Interkalibroinnin tulokset on päivitetty ja sen jälkeen sovitettu kaikkien rannikkovesityyppien luokituskriteereihin (Liite 9.1). Vertailuarvojen muuttuminen ulommilla rannikkotyypeillä on aiheuttanut vertailuarvojen ja luokkarajojen tarkistuksen myös sisemmällä rannikkovesityypeillä. Tarkistus tehtiin siten, että ensin laskettiin tyyppikohtaiset *a*-klorofylliarvot suolaisuuden ja syvyyden funktioina edellyttäen, etteivät selittävät muuttujat korreloineet keskenään. Näin saatuihin merialuekohtaisiin funktioihin sijoitettiin erikseen sekä sisempien rannikkotyyppien keskimääräiset syvyys- ja suolaisuusarvot, että ulompien rannikkotyyppien keskimääräiset suolaisuus- ja syvyysarvot. Sisempien rannikkotyyppien vertailuarvot saatiin kertomalla ulompien rannikkotyyppien vertailuarvo edellä mainittujen funktioiden antamalla suhdeluvulla, joka vaihteli välillä 1,1–1,4. Interkalibroinnin seurauksena luokituskriteerit ovat paremmin sopusoinnussa Ruotsin ja Viron vastaavien luokituskriteerien kanssa ja mahdollistavat täten harmonisten tila-arviointien tekemisen Itämeren pohjoisilla rannikkoalueilla.

Rannikkovesien kasviplanktonin luokitustulokset lasketaan tuottavasta vesikerroksesta, joka on kaksi kertaa näkösyvyyden paksuinen pintakerros. Klorofyllin osalta laskentaan otetaan mukaan myös alueellisten seurantojen erillisnäytteitä 0–5 metrin syvyyksiltä. Seurantatuloksiin sisältyy myös sellaisia seuranta-asemia, jotka kuuluvat sekä rannikon että avomerien seurantaan (esim. Haapasaaren intensiiviasema). Avomerien seurannan osalta 0–10 metrin pintakerroksen erillisnäytteistä lasketaan näytekohtainen keskiarvo. Luokitusjakson laskennalliset luokitustulokset lasketaan tietojärjestelmän kautta (ks. kappale 3.4.2). Tuloksia arvioitaessa on mahdollista hyödyntää, operatiivisia kaukokartoitustuloksia pintaveden lämpötiloista, sameudesta, klorofyllipitoisuuksista ja pintaleväautoista (Liite 12.2). Esimerkiksi Itämeren rannikoiden kumpuamisherätykät alueet ja kumpuamistilanteet tulisi ottaa luokitustulosten arvioinneissa huomioon (Myrberg ym. 2019).

7.2

Rakkohaurukasvustot

Henrik Nygård, Saara Bäck ja Ari Ruuskanen

Rannikkovesien ekologisen tilan luokittelussa makrofyyttien osalta käytetään rakkohaurun, *Fucus vesiculosus*, esiintymistä ja yhtenäisen rakkohauruvyöhykkeen kasvusyvyyttä (Bäck & Ruuskanen 2000 ja Torn ym. 2006). Rakkohauru on puhdasta vettä suosiva levä, jonka kantojen on todettu vaihtelevan (mm. Kangas ym. 1982). Rakkohauru kasvaa kallio- ja kivipohjilla ja muodostaa monipuolisen ekosysteemin, jossa muiden levien ohella elää runsas eläimistö. Rakkohaurun levinneisyysalue ulottuu Suomen itärajalta aina Merenkurkkuun asti. Perämerellä rakkohauru ei esiinny alhaisen suolapitoisuuden vuoksi.

Tilan arvioinnissa ”yhtenäisen rakkohauruvyöhykkeen alakasvurajalla” tarkoitetaan sitä syvyyttä, jossa rakkohauruvyöhyke esiintyy yhtenäisenä ja jonka syvemmillä puolella esiintyvät yksittäiset rakkohauruysilöt eivät kuulu yhtenäiseen vyöhykkeeseen. Yhtenäisen rakkohauruvyöhykkeen alakasvurajan vertikaalisten muutosten on todettu heijastelevan veden laadun pitkäaikaisia (useita vuosia) muutoksia. Lisäksi, rakkohauru kasvaa eripuolilla Itämeren, jolloin se on vertailukelpoinen Itämeren ympärysmaiden kesken tietyin kriteerein.

Rakkohauruvyöhykkeen alarajan muutoksia voidaan seurata alueilta joilla:

- pohjan laatu: kallio, kivikko, jolle rakkohauru pystyy kiinnittymään (tarpeeksi suuri raekoko)
- rakkohaurulla oltava potentiaalia kiinnittyä ja kasvaa syvemmälle: pohjan laatu ja kiinnittymispintaa saatavilla
- pohjan kulma: ei saa olla liian jyrkkä ($< 38^\circ$), levän kiinnittyminen vaikeutuu (Isaeus 2004)
- sama ilmansuunta jokaiselle rannalle, jotta aallokon laatu olisi sama: esim. kohti vallitsevaa tuulensuuntaa länsilounasta Suomenlahdella
- sama avoimuusindeksi sisä- ja ulkosaaristossa, jotta paikat olisivat vertailukelpoisia; avoimuus ilmaistuna Baardsethin (1970) indeksinä on sisä- ja keskisaaristolle 0–6 ja ulkosaaristolle 15–24.

Seuranta tulisi tehdä pääasiassa heinä-elokuussa, mutta syksyllä kerätty tieto on myös käyttökelpoista.

Rakkohauruvyöhykkeen kasvusyvyyden vertailuarvot haettiin vuoden 2008 ensimmäiseen luokitteluun vanhasta kirjallisuudesta. Erityisesti Häyrenin tutkimukset 1920–1950 luvuilta (Häyren 1955 ja 1956) eripuolilta Suomen rannikkoa yhdistettynä



Rakkolevä. Kuva: Anja Holmsten

Anderssonin (1955) ja Ravangon (1968) Saaristomeren 1960-luvun tuloksiin antoivat luotettavan kuvan vertailuolojen määrittämiseen. Joillekin tyypeille vertailuolot jouduttiin kuitenkin määrittämään pelkästään asiantuntija-arvioina. Vertailuolojen luotettavuutta testattiin ja ne asetettiin interkalibrointityössä yhteistyössä ruotsalaisten kanssa ottaen huomioon Suomen rannikon erityispiirteet.

Vuoden 2008 luokituksen vertailuolojen luotettavuutta testattiin ensimmäisen suunnittelukauden seurantojen yhteydessä kootulla havaintoaineistolla. Koko rannikkomme osalta todettiin yleisesti, että vuoden 2008 luokkarajat antavat liian hyvän kuvan vesialueen ekologisesta tilasta (vrt. Vuori ym. 2009), mikä johtunee kahdesta syystä. Ensinnäkin vertailuarvot saattavat olla liian optimistisia ja antaa virheellisen kuvan, koska vertailuarvojen määrittämiseen käytettyä kirjallisuutta oli rajoitetusti käytössä, ja vertailuarvot määritettiin kirjallisuuden perusteella osin asiantuntija-arviona. Toiseksi, hyvän tilan poikkeama vertailuarvosta saattaa olla liian suuri, minkä seurauksena vesialueen ekologinen tila määrittyy todellista paremmaksi.

Nykyiset, vuoden 2012 tarkistettut luokkarajat ja vertailuarvot on laadittu asiantuntija-arviona perustuen Viron ja Suomen välillä saatuihin interkalibrointituloksiin (Liite 9.2). Arvioinnissa otettiin huomioon myös ensimmäisen suunnittelukauden aikana seurannoista saadut kokemukset. Interkalibrointiharjoituksessa luokkarajojen tarkistus tehtiin kahdessa vaiheessa. Ensimmäisessä vaiheessa määritettiin Viron ja Suomen yhteiselle rannikkovesityypille, Lounainen ulkosaaristo / suojaisa rantavyöhyke, ekologiset laatusuhteet (ELS-arvot). Tällöin E/Hy-luokkien ELS-arvoksi saatiin

0,92 ja Hy/T-luokkarajan ELS-arvoksi 0,79. Toisin sanoen ELS-arvoja kiristettiin kohti vertailuarvoa, mutta itse vertailuarvoa ei muutettu. Toisessa vaiheessa määritettiin uudet ELS-arvot kaikille kansallisille rannikkovesityypeille avoimine ja suojaisine rantatyyppineen. Tämä määrittäminen tehtiin asiantuntija-arvioina siten, että E/Hy- ja Hy/T-luokkarajojen ELS-arvoja kiristettiin tapauskohtaisesti samassa suhteessa kuin interkalibrointiharjoituksessa. Tässä yhteydessä muutamien rannikkovesityyppien vertailuarvoja myös tarkastettiin. Lopuksi Suomenlahdella laskettiin rakkolevävyöhykkeen maksimisyvyys vertailuarvon ja ELS-arvon suhteen.

Saaristomeren, Selkämeren ja Merenkurkun suojaisilla ja avoimilla rantavyöhykkeillä interkalibrointi ei toteutunut. Kyseisillä merialueilla ELS-arvoja kiristettiin käyttämällä siellä Suomenlahden vastaavien rantavyöhykkeiden keskimääriä (mediaani) E/Hy- ja Hy/T-luokkarajoja, jotka oli tarkistettu interkalibrointiprosessin aikana edellä kuvatulla tavalla. Vertailuarvoja ei muutettu. Luokkarajojen tarkistuksen mediaanien avulla katsotaan olevan maltillinen. Mediaanin käyttöön päädyttiin Suomen rannikkoalueilta käytössä olevan havaintoaineiston perusteella.

7.3

Pohjaeläimet

Henrik Nygård, Jens Perus, Vincent Westberg ja ja Hans-Göran Lax

Rannikon pehmeiden pohjien pohjaeläimistön tilaa kuvataan BBI-indeksin (*Brackish water Benthic Index*, Perus ym. 2007) avulla. Indeksillä on sovitettu Itämeren olosuhteisiin ja se ottaa huomioon ympäristötekijöiden rajoittaman, rannikkovesiemme luonnostaankin alhaisen eläindiversiteetin, samoin kuin syvyyden vaikutuksen lajikoostumukseen. Indeksillä oletetaan, että lajiston monimuotoisuus ja herkkien lajien osuus pohjaeläinyhteisössä pienenee ympäristöstressin kasvaessa.

BBI perustuu kvantitatiivisiin pehmeiden pohjien pohjaeläinnäytteisiin, jotka otetaan yleensä Ekman- tai van Veen näytteenottimilla. Indeksillä laskennassa verrataan BQI-indeksiä (Rosenberg ym. 2004) ja Shannon Wiener -indeksiä (Shannon & Weaver 1949) pintavesityypin ja syvyyden vyöhykkeittäin vertailuarvoihin, ja hyödynnetään myös lajien lukumäärä- sekä abundanssitietoja (ks. Liite 6.9). BQI kuvastaa herkkien ja toleranttien lajien abundanssisuhdetta sekä pohjaeläinyhteisön monimuotoisuutta (Rosenberg ym. 2004). Portaaton BBI-indeksi soveltuu siten hyvin tilan arviointiin ja luokitteluun, koska jokaiselle rannikkovesityypille voidaan asettaa omat erilliset luokkarajansa.

Indeksi lasketaan pohjaeläinyhteisön lajikoostumuksesta, joka on saatu joko yhdestä van Veen -nostosta tai useammasta (yleensä viiden) Ekman-noston kokoomänäytteestä. Kokoomänäytteiden yhteenlaskettu pinta-ala tulisi vastata yhden van Veen -näytteen pinta-alaa. Jos van Veen -nautimella on otettu rinnakkaisnostoja, näytteenoton indeksiarvo muodostuu rinnakkaisnostojen indeksien keskiarvosta. Näin yhtä näytteenottoa kuvaa aina yksi BBI-arvo. Jos samalta paikalta on otettu näytteitä eri ajankohtina, BBI- ja BBI-ELS-arvot lasketaan jokaiselle näytteenotokerralle erikseen.

Lajien herkkyyssarvot

Pohjaeläinlajien herkkyyssarvot perustuvat tutkimustietoon, mutta myös asiantuntija-arvioihin (Leonardsson ym. 2009). Herkkyyssarvot ovat interkalibroitu Ruotsin kanssa. Useimpien Itämeressä tavattavien pohjaeläinlajien herkkyyssarvot ilmenevät liitteestä 6.9. Kaikista lajeista ei ole lajitason herkkyyssarvoja, vaan osa arvoista on ilmoitettu sukutasolle tai jollekin muulle taksonomiselle tasolle. Esimerkiksi *Oligochaeta*- ja *Chironomidae*-ryhmien lajeille herkkyyssarvot puuttuvat, koska riittävästi

aineistoa luokitukseen tai herkkyysarvojen laatimiseen ei ollut käytettävissä. Suolapitoisuudeltaan alemmissa rannikkovesimuodostumissa suositellaan kuitenkin näiden ryhmien lajitason määrittämiä, jotta aineistoa voitaisiin hyödyntää myöhemmin, kun tietoa lajitason vasteista on käytettävissä enemmän. Kyseiset ryhmät voivat muodostaa huomattavan osan näiden vesistötyyppien lajistosta.

Tyyppikohtaisten luokkarajojen asettaminen

BBI-indeksin kehittämisessä käytettiin pohjaeläinaineistoa pääasiassa vuosilta 1990–2000. Eri rannikkovesityyppien vertailuolujen ja luokkarajojen määrittämiseksi BBI-indeksi laskettiin tyyppi- ja syvyysvyöhykekohtaisesti (< 10 m ja > 10 m). Vertailuolujen ja luokkarajojen asettamista on havainnollistettu 1. luokittelukauden oppaassa (ks. Vuori ym. 2009, kuva 3).

Häiriintymättömiä vertailuoloja ei Itämereltä enää löydy. Sen vuoksi tyyppi- ja syvyysvyöhykekohtaisen vertailu(referenssi-)arvon määrittämiseen käytettiin olemassa olevaa aineistoa. Vertailuolujen laskentaan valittiin koko aineiston 90. prosenttipisteen ylittävät BBI-arvot eli parhaat 10 % aineiston BBI-arvoista. Näiden arvojen mediaania käytettiin vertailuarvona. BBI-ELS-arvot saadaan jakamalla BBI-arvo vertailuarvolla.

Erinomaisen ja hyvän luokkarajaksi määritettiin vertailupaikkojen 10. prosenttipiste. Muiden luokkarajojen määrittämiseen käytettiin jälleen koko aineistoa siten, että E/Hy-rajan alle jäävä aineisto jaettiin viiteen yhtä suureen osaan. Näistä 2/5 kuuluu luokkaan hyvä ja 1/5 kuhunkin luokkaan tyydyttävä, välttävä ja huono.

Luokittelukriteerit on interkalibroitu Ruotsin kanssa (Euroopan yhteisö 2006). Interkalibroinnissa testattiin mallia, jonka mukaan 80 % (20. prosenttipiste) aineiston sisältämästä luontaisesta vaihtelusta alueelta, jossa ei ole paikallista kuormitusta, pitäisi sijoittua Hy/T-luokkarajan yläpuolella. Eri menetelmien tulokset vastasivat toisiaan hyvin ja lopullisten luokkarajojen laatiminen noudattaa interkalibroinnin tuloksia. Luokkarajat ja vertailuarvot testattiin uudelleen interkalibrointityössä niin Viron ja Suomen kuin myös Ruotsin ja Suomen välillä vuonna 2013. Interkalibrointi ei toteutunut Perämerellä sekä Saaristomeren sisä- ja ulkosaaristossa liian pienen vertailuaineiston takia.

Rannikon pohjaeläinten luokittelumenetelmä ja luokittelukriteerit ovat olleet yhtenevät kaikilla vesienhoidon kolmella kaudella (Liite 9.3). Luokittelulaskennassa käytetään BBI-ELS-arvoja ja suoritetaan vesimuodostuma- ja syvyysvyöhykekohtainen uudelleenotanta bootstrap-menetelmällä (Leonardsson ym. 2009). Uudelleenotanta suoritetaan 9999 kertaa ja joka kerran jälkeen tallennetaan keskiarvo BBI-ELS-arvosta. Luokitteluarvoksi muodostuu uudelleenotannan keskiarvojen 20 prosenttipiste, varovaisuusperiaatteen mukaan. Jos molemmat syvyysvyöhykkeet ovat edustettuna vesimuodostumaasa, käytetään syvyysvyöhykkeiden pinta-alan mukaan painotettua keskiarvoa. Tilaluokkien raja-arvot määrätään näissä tapauksissa dominoivan syvyysvyöhykkeen mukaan.

7.4

Fysikaalis-kemialliset laatutekijät

Pirkko Kauppila

Ravinteiden luokitus vuosijaksolle 2012–2017 tehtiin samoja yleisiä periaatteita noudattaen kuin a-klorofyllin. Mikäli kokonaisravinteet luokituvat eri tavoin, painotetaan kokonaisfosforin tuloksia. Lisäksi tarkastellaan aineiston riittävyyttä, ajoittumista ja luotettavuutta sekä paineita.

7.4.1

Näkösyyvyys

1. luokittelukausi:

Tila-arvio tehtiin kesän (heinäkuu-syyskuun ensimmäinen viikko) näkösyvyystietojen perustella (Vuori ym. 2009). Vertailuarvot edustavat 1900-luvun alun näkösyvyshavaintoja (Launiainen ym. 1989).

2. luokittelukausi:

Näkösyvyyden vertailuarvot ovat samat kuin edellisellä luokituskaudella muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta (vrt. Vuori ym. 2009). Selkämeren ulommilla rannikkoalueilla vertailuarvoa on korjattu 9,2 metristä 8,7 metriin (Kauppila 2007), koska Selkämeren vanhat näkösyvyysmittaukset ovat lähinnä peräisin syviltä havaintoasemilta ja edustavat pikemminkin avomerien vertailuarvoa (vrt. Fleming-Lehtinen & Laamanen 2012). Perämeren sisemillä rannikkoalueilla näkösyvyyden vertailuarvoa on puolestaan nostettu tarkistusten jälkeen 4,5 metristä 5,1 metriin (Kauppila 2007).

3. luokittelukausi:

Ei muutoksia.

Luokittelumenetelmän rannikkotyyppikohtaisia luokkarajoja arvioitaessa on verrattu näkösyvyyden trendejä rannikkovesi- (data Hertan vedenlaaturekisteristä) ja avomerialueilla (Fleming-Lehtinen & Laamanen 2012). Rannikkoalueilla ei voida näkösyvyyden trendikehityksen perustella yksiselitteisesti määrittää sellaista ajanjaksoa, joka edustaisi rannikkovesien hyvää tilaa kuten avomerialueilla. Näkösyvyyden luokkarajoja on arvioitu suhteessa a-klorofyllin ja rakkolevän kiristyneisiin luokkarajoihin EU interkalibroinnista johtuen. Hy/T-luokkarajoja on myös verrattu Ruotsin Pohjanlahden rannikon vastaaviin arvoihin, joissa on otettu huomioon veden taustasirontavaikutus (CDOM) kuten myös vastaavilla avomerialueilla. Suomen rannikon Hy/T-luokkaraja on suhteutettu Ruotsin rannikon vastaaviin luokkarajoihin ja pyritty samalla ottamaan huomioon näkösyvyyden tavoitearvot Suomea ympäröivillä avomerialueilla.

7.4.2

Ravinteet

1. luokittelukausi:

Tila-arvio tehtiin talven (tammi-maaliskuu) kokonaisravinteiden perustella (Vuori ym. 2009).

2. luokittelukausi:

Talven kokonaisravinteiden käytöstä luovuttiin, koska talviravinteet eivät tue riittävän hyvin ekologista luokitusta mallinnustulosten (Fernandes ym. 2012) ja edellisellä luokituskaudella saatujen kokemusten perusteella. Ekologista luokitusta tukevana muuttujina käytetään kesän kokonaisravinteiden pitoisuuksia veden pintakerroksessa (0–1 m; ks. Liite 9.4). Kesäkausi on sama kuin a-klorofyllillä. Tyypikohtaiset kesäravinteiden vertailuarvot on määritetty mallintamalla näkösyvyyden perusteella käyttämällä hyväksi nykyisiä seuranta-aineistoja sekä historiallisia, 1900-luvun alun näkösyvyshavaintoja. Arvioissa on käytetty myös seuranta-aineiston avulla laskettuja kokonaistypen ja -fosforin 1. ja 5. prosenttipisteen arvoja, jotka tukevat mallien avulla saatuja tuloksia. Ravinteiden luokkarajoja on tarkistettu mallilla, joka arvioi kokonaisravinteiden pitoisuuksia klorofyllin avulla. Hyvän ja tyydyttävän välinen

Taulukko 7. ECOSTAT Nutrient Standard -työn tulokset koskien mallinnettujen kokonaisfosforin (TP) ja kokonaistypen (TN) luokkarajojen (E/Hy ja Hy/T) vastaavuutta kansallisten TP:n ja TN:n luokkarajojen kanssa. Taulukkoon on valittu vain niiden rannikkovesityyppien tulokset, joiden ravinnemalleissa selittävyysaste (R²) oli suurempi kuin 0,2. Ravinnepitoisuudet oli keskiarvoistettu mallia varten vesimuodostumatasolle ja niille oli käytetty logaritimuunnosta (Log10). Rannikkovesityyppien lyhenteet ovat Liiteessä 4.3 ja Luvun 1.3 Kuvassa 4.

Rannikkotyyppi	Muuttuja (ug/l)	Regressiomalli				Mallinnetut luokkarajat		Suomen kansalliset luokkarajat	
		R ²	N	kulma-kerroin	vakio	E/H	H/T	E/H	H/T
Lu	TP	0,50	345	-1,76	2,80	14	17	15	18
Lu	TN	0,27	320	-2,95	7,92	260	290	250	290
Lv	TP	0,27	403	-0,91	3,04	15	18	16	20
Lv	TN	0,38	302	-2,87	7,75	252	298	270	310
Ms	TN	0,21	161	-2,04	5,66	283	316	280	325

raja on kohtuudella sopusoinnussa Pitkäsen ym. (1987) esittämien ravinnepitoisuuksien kanssa sellaisilla ulommilla rannikkovesialueilla, jotka olivat rannikon suorien kuormituslähteiden ulkopuolella 1970- ja 1980-lukujen vaiheessa.

3.luokittelukausi:

Kesän kokonaisravinteet luokiteltiin veden pintakerroksesta (0-5 m), josta oli mukana sekä erillis- että kokoomanäytteet (ks. kappale 3.4.2).

Vuonna 2017 EU ECOSTAT (*Working Group Ecological Status*) -työryhmän kansalliset rannikkovesien asiantuntijat testasivat ”Nutrient standard” -työssään typen ja fosforin luokkarajojen johdonmukaisuutta ja vertailukelpoisuutta suhteessa biologisten muuttujien luokkarajoihin kyseisessä EU työryhmässä kehitettyjen ohjeiden ja työkalujen avulla (Teixeira & Salas 2016). Testaus oli mahdollista suorittaa joko Excel-pohjaisen tai R-ohjelmointiin perustuvien mallien avulla. Suomen rannikkovesien tyyppikohtaisia kokonaistypen ja -fosforin E/Hy- ja Hy/T-rajoja testattiin a-klorofyllin vastaaviin luokkarajoihin käyttämällä Excel-pohjaisia ”toolkit” työkaluja. Suomen rannikkovesialueilla ongelmana oli ravinteiden heikko korrelaatio a-klorofyllin kanssa. Suomen rannikkovesityypeillä selittävyysaste (R²) vaihteli välillä 0,0–0,5, ja oli paras Saaristomeren ulkosaaressa (Taulukko 7). Suomen kansalliset ravinnerajat vastasivat kuitenkin verrattain hyvin annettujen mallien avulla saatuja tuloksia.

Lisämuuttujat

Pohjanläheisen vesikerroksen happi (ks. kappaleet 3.5.2 ja 6.7).

7.5

Hydrologis-morfologiset laatutekijät

Rannikkovesissä hydrologisia ja morfologisia oloja kuvaavat laatutekijät ovat:

- Vuorovesijärjestelmä: suolattoman veden virtaukset sekä päävirtausten suunta ja nopeus.
- Morfologiset tekijät: syvyyden vaihtelu, pohjan rakenne ja laatu sekä vuorovesivyöhykkeen rakenne ja olosuhteet.

Taulukko 8. Rannikkovesien hydrologisen ja morfologisen muuttuneisuuden arviointiasteikko. Prosenttiluvut ovat viitteellisiä ja vaativat tapauskohtaista harkintaa.

Muuttuneisuus	Osatekijät			
	1. Muutetun/rakennetun rantaviivan osuus rantaviivan kokonaispituudesta (%)	2. Muutetun alueen pinta-ala (satama-alueet, ruoppaus- ja läjitysalueet, laivaväylät) (%)	3. Siltojen ja penkereiden vaikutusalue	4. Luontainen yhteys mereen / padotut merenlahdet
Erittäin suuri (4 pist.)	>50	>5	Tapauskohtainen arviointi	Luontainen yhteys mereen katkennut
Suuri (3 pist.)	>20–50	>2–5	Tapauskohtainen arviointi	Luontainen yhteys mereen merkittävästi heikentynyt
Melko suuri (2 pist.)	10–20	1–2	Tapauskohtainen arviointi	Luontainen yhteys mereen heikentynyt
Vähäinen (1 pist.)	<10	<1	Tapauskohtainen arviointi	Luontainen yhteys mereen hieman heikentynyt
Ei lainkaan (0 pist.)	<5	0	Tapauskohtainen arviointi	Luontainen yhteys mereen

Taulukko 9. Rannikkovesien hydrologis-morfologisen muuttuneisuuden luokittelu käytettävien raja-arvojen mukaan.

Kokonaispistemäärä	Muutoksen suuruus	Luokka
0–1	Erittäin vähäinen	Erinomainen
2–3	Vähäinen	Hyvä ¹⁾
4–5	Melko suuri	Tyydyttävä ²⁾
6–8	Suuri	Välttävä
>8	Erittäin suuri	Huono

1) yhdenkään osatekijän pistemäärä ei saa olla kahta suurempi

2) jos yhdenkin osatekijän pistemäärä on kolme tai suurempi, on muuttuneisuusluokka enintään tyydyttävä

Vesimuodostumatasoista hydrologian ja morfologian muuttuneisuuden arviointia ja luokittelua varten kehitettiin 1. luokittelukaudelle pisteytysmenetelmä (Vuori ym. 2009). Arviointimenettelyä tarkennettiin 2. kaudelle ja sama menetelmä on ollut käytössä myös 3. kaudella.

Rannikkovesien hydrologis-morfologisen tilan arviointi perustuu neljään muuttu-
tujaan: muutetun / rakennetun rantaviivan osuus ranta-viivan kokonaispituudesta, muutetun alueen pinta-ala (%), siltojen ja pengerteiden vaikutusalueen pinta-ala, ja luontainen yhteys mereen / padottuihin merenlahtiin (Taulukko 8). Näistä neljästä muuttujasta lasketaan pistemäärä ja sen perusteella arvioitu HyMo-muuttuneisuusluokka (Taulukko 9).

Kolmannella suunnittelukaudella suositellaan, että kaikista vesimuodostumista tehdään toisen vaiheen arviointi ja merkitään tietojärjestelmään tiedon lähteet ja niiden epävarmuudet sekä perusteet arvioidulle muuttuneisuudelle. Samalla varmistetaan, että kaikissa uusissa ja jo aikaisemmin tehdyissä hydrologis-morfologisissa tila-arvioinneissa pistearvioiden taustana oleva aineisto ja perustelut on tallennettu Vemu-tietojärjestelmän perustelukenttään yhteisesti sovittujen periaatteiden mukaisesti.

Muuttuneisuusarviointia ja pisteytyksiä tehtäessä on huomioitava, että tutkimustieto arvioinnissa käytettyjen muuttujien ominaisuuksista ja suhteesta biologiseen tilaan on edelleen vähäistä.

Muuttujien raja-arvot ovat ohjeellisia ja arvioita tehtäessä on syytä ottaa huomioon asiantuntijoiden ja eri sidosryhmien edustajien näkemykset vaikutusten merkittävyydestä.

Pisteytyksen perusteella hydrologis-morfologinen muuttuneisuus ja tila luokitellaan Taulukon 9 raja-arvojen mukaan.

8 Keinotekoiset ja voimakkaasti muutetut vesimuodostumat

Kimmo Aronsuu, Jukka Aroviita, Antton Keto, Mika Marttunen, Seppo Hellsten, Teemu Ulvi ja Lasse Järvenpää

8.1

Yleistä

Vesipuidedirektiivin mukaisessa vesienhoidossa on mahdollista nimetä tietyin edellytyksin vesimuodostumia keinotekoisiksi tai voimakkaasti muutetuiksi (KeVoMu). KeVoMu-vesiksi nimetyillä vesimuodostumilla on alhaisemmat ympäristötavoitteet ja erilainen luokittelujärjestelmä kuin muilla vesimuodostumilla.

8.2

Nimeäminen

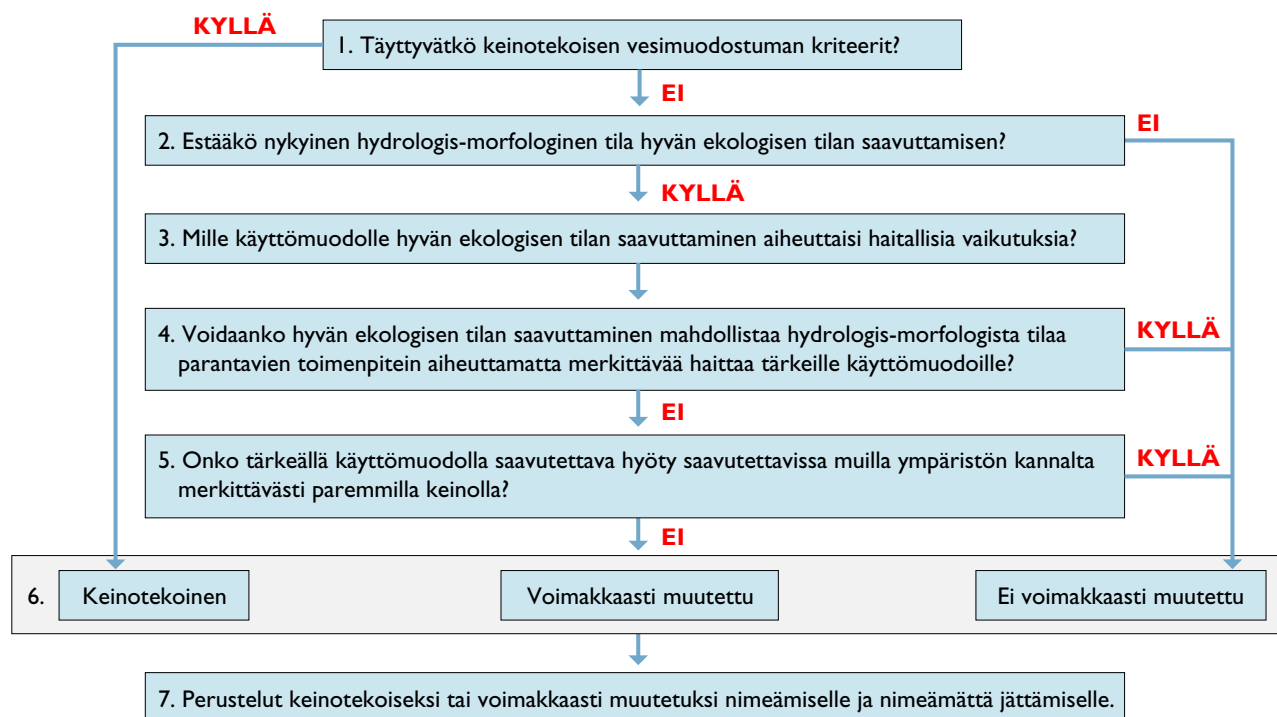
Vesistön nimeäminen voimakkaasti muutetuksi on vesienhoidon ja merenhoidon järjestämistä koskevan lain (VHL, 1299/2004, 22 §) perusteella mahdollista seuraavin edellytyksin:

- Vesimuodostumaa on rakentamalla tai säännöstelemällä muutettu ja siitä on seurannut vesiekosysteemin tilan huonontuminen. Vesimuodostumaa ei voi nimetä voimakkaasti muutetuksi, jos sen ekologinen tila on hyvä tai erinomainen.
- Hyvää ekologista tilaa ei voida saavuttaa aiheuttamatta merkittäviä haitallisia vaikutuksia vesistön tärkeille käyttömuodoille (esim. tulvasuojelu, vesivoimatuotanto, virkistyskäyttö) tai ympäristön tilaan laajemmin.
- Vesistön rakentamisella saatua hyötyä ei voida saavuttaa muilla teknisesti ja taloudellisesti toteuttamiskelpoisilla, sekä ympäristön kannalta merkittävästi paremmilla keinoilla.

Keinotekoisesti ja voimakkaasti muutettujen vesien nimeäminen etenee seitsemän arviointivaiheen sarjana (Kuva 14). Nimeämisen lähtötietoina ovat keskeisessä osassa vesimuodostuman ekologisesta tilan ja sen hydrologis-morfologisen (HyMo) muuttuneisuuden arviot, sekä HyMo-muuttuneisuuden vähentämismahdollisuudet. Kusakin vaiheessa tehtävä arviointi on kuvattu tarkemmin Liiteessä 10. Samaa kaaviota sovelletaan ympäristöhallinnon tietojärjestelmässä.

Nimeämisprosessia tarkennettiin vesienhoidon 3. kaudelle. Muutos 2. kauden menettelyyn on VHL 22 §:n mukaisen kysymyksen 4 ”*Voidaanko hyvän ekologisten tilan saavuttaminen mahdollistaa hydrologis-morfologista tilaa parantavin toimenpitein aiheuttamatta merkittävää haittaa tärkeille toiminnoille?*” lisääminen nimeämisprosessiin ja tietojärjestelmään. Toinen merkittävä muutos on, että kahdella ensimmäisellä suunnittelukaudella käytettyjä ns. suoria nimeämiskriteerejä ei enää suoranaisesti käytetä, vaan niitä vastaavat kriteerit on lisätty toiseen arviointivaiheeseen (ks. Liite 10).

Nimeämisen eteneminen



Kuva 14. Keinotekoisesti ja voimakkaasti muutettujen vesien nimeämisen eteneminen. Ks. tarkemmin Liite 10.

8.3

Luokittelu

Keinotekoiseksi tai voimakkaasti muutetuksi nimetty vesimuodostuma luokitellaan saavutettavissa olevalta ekologiselta tilaltaan parhaaksi, hyväksi, tyydyttäväksi, välttäväksi tai huonoksi. Vesimuodostuman tilatavoite on vähintään hyvä saavutettavissa oleva ekologinen tila. Se määritetään parhaan saavutettavissa olevan ekologisen tilan kautta, joka on kyseisen voimakkaasti muutetun tai keinotekoisen vesimuodostuman vertailutila. Hyvässä saavutettavissa olevassa tilassa on vain vähäisiä muutoksia biologisten muuttujien arvoissa verrattuna parhaaseen saavutettavissa olevaan tilan arvoihin. Keinotekoisien ja voimakkaasti muutettujen vesimuodostumien tavoiteasettelu poikkeaa siis muista vesistä, joissa tavoitteeksi asetetaan häiriintymättömien vertailuolojen mukaan määritetty hyvä ekologinen tila.

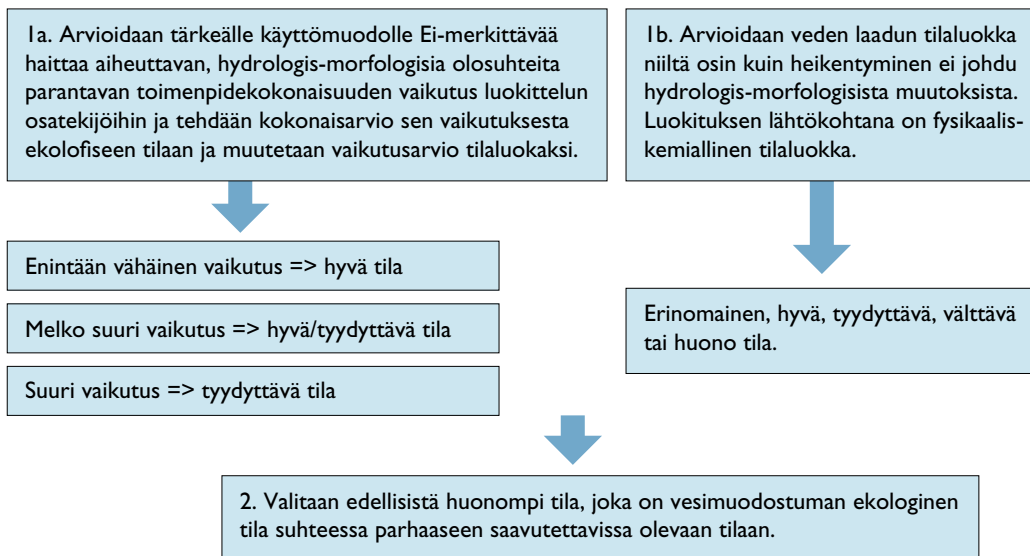
EU-ohjeisto antaa mahdollisuuden lähestyä luokittelua kahdella eri tavalla. Suomessa on valittu menetelmä, jossa tila määritetään toimenpidetarkastelun avulla. Kolmannella suunnittelukaudella KeVoMu-vesien luokittelun pääperiaate on Kuva 15 mukainen. Seuraavissa kappaleissa on käyty läpi luokittelun eri vaiheet. Luokittelutyö on rakennettu vastaavasti tietojärjestelmään.

8.3.1

Tilaluokan määrittäminen toimenpiteiden avulla

Tilaluokan määrittäminen toimenpiteiden avulla (Kuva 15, kohta 1a) lienee luokittelun vaikeimmin ymmärrettävä ja monta asiantuntija-arvioita vaativa vaihe. Luokittelu tulee tehdä asiantuntijoiden yhteistyönä ja tarpeen mukaan hyödyntää toiminnanharjoittajilta saatavaa tietoa. Yhteistyöryhmän alatyöryhmä tms. voi tehdä pohjatyötä, mutta lopullinen luokittelu on ELY-keskuksen asiantuntijoiden vastuulla.

KeVoMu-luokittelun vaiheet



Kuva 15. KeVoMu-vesien luokittelun pääperiaatteet.

Toimenpiteiden laajuus ja niistä aiheutuvan haitan määrittäminen

Luokan määrittämisen ensimmäisessä vaiheessa päätetään, onko vesimuodostuman vertailukohtana virtavesi, järvi vai rannikkovesimuodostuma. Tämän jälkeen arvioidaan, mitä hydrologis-morfologista tilaa parantavia toimenpiteitä vesimuodostumassa on mahdollista toteuttaa ja missä laajuudessa. Laajuus kuvataan sellaisella tarkkuudella, että toimenpiteen ekologista hyötyä ja toisaalta sen aiheuttamaa haittaa eri käyttömuodoille on mahdollista arvioida. Tärkeille käyttömuodoille haittaa aiheuttavista toimenpiteistä tulee arvioida sellainen toimenpiteen laajuus, jonka ekologinen vaikuttavuus on mahdollisimman suuri aiheuttamatta **merkittävää haittaa** tärkeälle käyttömuodolle (ks. oheinen tietolaatikko).

Toimenpiteen vaikutus vesimuodostuman tilaan

Kun on saatu käsitys, missä määrin kutakin yksittäistä toimenpidettä voidaan vesimuodostumassa toteuttaa, arvioidaan kunkin toimenpiteen vaikutus ekologisen tilan laatutekijöihin eli kaloihin (ml. vaelluskalojen luontainen elinkierto), pohjaeläimiin, kasvillisuuteen ja vedenlaatuun viisiportaisella asteikolla. Vaikutus suhteutetaan karkeasti asiantuntijatyönä arvioituun ekologisen laatusuhteen (ELS) muutokseen:

0. ei vaikutusta (< 0,01 ELS)
1. hyvin vähäinen vaikutus (0,01-0,05 ELS)
2. vähäinen vaikutus (0,05-0,1 ELS)
3. melko suuri vaikutus (0,1-0,2 ELS)
4. suuri vaikutus (> 0,2 ELS)

Järvissä säännöstelytoimenpiteiden ekologiaa hyötyjä ja morfologisten muutosten vaikutusta vesien tilaan voi arvioida mm. vesimittariohjelmistolla. Ohjelmisto on Syken kehittämä Excel-pohjainen työkalu, jota ollaan integroimassa osaksi vesistömallijärjestelmää. Virtavesissä tehdään asiantuntija-arviot elinalueiden määrän ja laadun parantumisesta. Myös vesimuodostumassa tehtyjä elinkierto- ja elinympäristömallinnuksia ja -tutkimuksia, sekä muita arvioita elinympäristön määrästä ja laadusta, kannattaa hyödyntää arviossa aina, kun se on mahdollista.

Merkittävä haitta

Merkittävälle haitalle ei ole Suomessa asetettu tarkkaa lukuarvoa, vaan merkittävää haittaa on haarukoita lähinnä tapauskohtaisesti asiantuntija-arviona. Toisen kauden ohjeessa todetaan seuraavaa: ”Merkittävälle haitalle ei ole mahdollista määrittää yksikäsitteistä kaikissa tilanteissa soveltuvaa kriteeriä. Merkittävyyden arvioinnissa on otettava huomioon vaikutukset esimerkiksi vesivoimalaitosten tuotantoon sekä voimalaitoksen kannattavuuteen. Suurissa vesistöissä 5–10 % menetystä voimataloudelle voidaan suurella varmuudella pitää merkittävänä. Joissakin Euroopan maissa on määritetty %-arvoja, kuinka suuri sähköntuotantohyödyn väheneminen valtakunnallisesti (tai vesimuodostumakohtaisesti) ylittää merkittävän haitan rajan. Pääsääntöisesti asetetut raja-arvot ovat 2 ja 3 %:n välillä.

Monesti tarkka merkittävän haitan rajan määrittäminen ei ole tarpeen, jos vaikutustarkastelussa voidaan todeta, ettei todennäköisesti merkittävän haitan ylittävällä toimenpiteellä saada juurikaan ekologista hyötyä (vrt. Kemijärvi-case).

Viimeaikaiset, esim. 2000-luvulla tehdyt voimatalouden, tulvasuojelun tai muun käyttömuodon hyötyä vähentävät säännöstelyn muutokset ekologisen tilan parantamiseksi tulisi huomioida, kun mietitään merkittävän haitan rajaa. Jos säännöstelyä on esim. 2000-luvulla lievennetty merkittävästi ekologisen tilan parantamiseksi, voisi merkittävän haitan raja olla alhaisempi kuin tapauksessa, jossa vesimuodostumaa säännöstellään vielä vuosikymmenten takaa olevan luvan antamissa rajoissa aiheuttaen +- kaikki mahdollinen luvan sallima haitta.

Toimenpiteistä, jotka vähentävät voimataloushyötyä voidaan antaa voimayhtiöille mahdollisuus toimittaa perusteltu arvio useampien säännöstelymuutosten haittojen suuruudesta (€, Mwh, % kokonaistuotannosta) tai laskea haitta esim. ELYn vesitalousinsinöörin avustuksella, jos vesivoimantuottaja ei ole halukas arviota toimittamaan.

Tulvasuojelussa merkittävä haitta on syytä arvioida tapauskohtaisesti. Tarkastelussa olisi syytä pyrkiä ainakin karkeasti konkretisoimaan ekologista tilaa parantavasta toimenpiteestä aiheutuva haitta (toistuvuus ja haitan laajuus/kohde) ja arvioimaan, millainen haitan lisäys on hyväksyttävissä. Toimenpiteiden tulvasuojeluhaittaa ja niiden merkittävyyttä voi arvioida asiantuntijatyönä tai hyödyntää arvioinnissa mallinnuksia ja muita tulvariskien hallinnan suunnittelun tietoja/työkaluja. Esim. ajoittainen viljelyn myöhästyminen tai jopa estyminen rajatulla alueella voi olla hyväksyttävissä eikä ylitä merkittävän haitan rajaa.

Muiden nimeämisvaiheessa valittujen tärkeiden käyttömuotojen osalta mahdollinen haitta tulee arvioida mahdollisimman konkreettisesti ja mahdollisuuksien mukaan toiminnanharjoittajien antamien perusteltujen tietojen pohjalta.

Lopullisen toimenpidekokonaisuuden valinta

Seuraavaksi valitaan toimenpidekokonaisuus, joka parhaalla mahdollisella tavalla parantaa ekologista tilaa aiheuttamatta merkittävää haittaa tärkeälle käyttömuodolle (Kuva 15). Toimenpidekokonaisuus toteuttamalla vesimuodostuma olisi hydrologis-morfologisilta ominaisuuksiltaan **parhaassa saavutettavissa olevassa tilassa**, jossa on olennaista:

- toteuttaa kaikki mahdolliset hydrologis-morfologiset parantamistoimenpiteet, joista ei aiheudu merkittävää haittaa tärkeälle käyttömuodolle
- aikaansaada ekologinen jatkumo
- ottaa kalastosta ja muusta eliöstöstä huomioon vain kestävät kannat, jotka ovat kotiutuneet ja lisääntyvät luontaisesti
- jättää huomiotta suorat kalastonhoidolliset toimenpiteet ja kalastus.



Kuva: Sanna Vienonen

Jos valitaan monta tärkeälle käyttömuodolle haittaa aiheuttavaa toimenpidettä, optimoidaan arvioinnin toisessa vaiheessa kunkin toimenpiteen laajuus niin, etteivät ne yhdessäkään aiheuta merkittävää haittaa. Jos toisessa vaiheessa vähennetään haittaa aiheuttavan toimenpiteen laajuutta, tulee arvioida uudestaan myös ekologisen vaikuttavuus. Lopulliseen toimenpidekokonaisuuteen tulee valita vaikuttavin tai vaikuttavimpia haittaa aiheuttavia toimenpiteitä siinä laajuudessa, että ollaan lähellä merkittävän haitan rajaa, vaikka näiden toimenpiteiden vaikutus ekologiaan arvioitaisiinkin vähäiseksi.

Toimenpidekokonaisuuden vaikutus luokittelun osatekijöihin

Kun lopullinen merkittävää haittaa aiheuttamaton toimenpidekokonaisuus on valittu, arvioidaan edellä kuvatulla viisiportaisella asteikolla (0–4), kuinka paljon koko toimenpidekokonaisuus parantaa kalojen (ml. vaelluskalojen luontainen elinkierto), pohjaeläinten ja vesikasvien elinympäristön määrää ja laatua sekä vedenlaatua.

Toimenpidekokonaisuuden vaikutus ekologiseen tilaan ja luokkaan

Seuraavaksi arvioidaan toimenpidekokonaisuuden vaikutus ekologiseen tilaan ja edelleen luokkaan kolmiportaisella asteikolla. Mitä vähemmän valittu toimenpidekokonaisuus parantaa ekologista tilaa sitä parempi on nykyinen tila:

1. Enintään vähäinen paraneminen: ekologinen tila paranee vähän ja johtaa harvoin luokkamuutokseen (ELS-muutos $< 0,1$) => HYVÄ TILA
2. Melko suuri paraneminen: ekologinen tila paranee jonkin verran ja voi johtaa osassa tapauksista myös luokkamuutokseen (ELS-muutos $0,1-0,2$) => TYYDYTTÄVÄ tai HYVÄ TILA
3. Suuri paraneminen: ekologinen tila paranee vähintään yhdellä luokalla (ELS-muutos $\geq 0,2$) => TYYDYTTÄVÄ TILA

Vesistöissä, joissa vaelluskalakantojen hoito ja palauttaminen on tärkeä tavoite, painotetaan toimenpiteiden kokonaisarviossa niiden vaikutusta vaelluskalojen luontaiseen elinkiertoon.

Melko suuresta parannuksesta seuraava lopullinen luokka (TYYDYTTÄVÄ tai HYVÄ) suositellaan ratkaistavaksi keskustelemalla luvanhaltijan kanssa, mutta tässäkin tapauksessa lopullisen päätöksen tekevät ELYn asiantuntijat. Lopuksi valitaan toimenpidetarkastelun perusteella arvioitu luokka, joka on (TYYDYTTÄVÄ tai HYVÄ) suhteessa parhaaseen saavutettavissa olevaan tilaan.

Tässä luokittelun vaiheessa kannattaa arvioida uudelleen, onko vesimuodostuma varmasti voimakkaasti muutettu ja arvioida, saattaisiko valitun toimenpidekokonaisuuden toteuttaminen parantaa hydrologis-morfologista tilaa niin paljon, että hyvä ekologinen tila olisikin mahdollista saavuttaa (ks. Luku 8.1, arviointivaihe 4). Tarvittaessa muutetaan nimeämis päätöstä.

8.3.2

Tilaluokan määrittäminen veden laadun perusteella

KeVoMu-vesien veden laadun tilaluokka arvioidaan niiltä osin kun heikentymien ei johdu hydrologis-morfologisista muutoksista (Kuva 15, kohta 1b). Pääsääntöisesti hydrologis-morfologiset muutokset eivät estä hyvän tilan saavuttamista veden laadun osalta. Näin ollen vaikka vesimuodostuma on nimetty voimakkaasti muutetuksi tai keinotekoiseksi, tavoittila vedenlaadun ja kuormituksen vähentämisen osalta on sama kuin ei-KeVoMu-vesimuodostumissa. Arvio vedenlaadun luokasta tehdään pääsääntöisesti siten, että fysikaalis-kemiallisen luokan perusteella veden laadun tila on erinomainen, hyvä, tyydyttävä, välttävä tai huono.

Poikkeuksena on tilanne, jossa on selvää, että hydrologis-morfologinen muuttuneisuus vaikuttaa veden laatua heikentävästi niin paljon, että hyvä veden laatu on todennäköisesti lähes mahdoton saavuttaa puuttumatta merkittävästi tärkeän käyttömuodon etuihin. Tällöin veden laadun osaltakin on käytettävä hyvää saavutettavissa olevaa tilaa, mikä tarkoittaa sitä, että veden laadun nykytila on arvioitava korkeammaksi kuin fysikaalis-kemiallinen luokka osoittaa. Tähän arviointivaiheeseen ei ole olemassa menetelmää, joten arvio on tehtävä asiantuntijatiedon perusteella.

8.3.3

Lopullisen tilaluokan määrittäminen

KeVoMu -vesien luokittelussa valitaan hydrologis-morfologisia olosuhteita parantavien toimenpiteiden ja vedenlaadun perusteella määritetyistä luokista heikompi vesimuodostuman tilaa kuvaavaksi luokaksi (Kuva 15, kohta 2).

8.3.4

Muutokset suunnittelukausien välillä

Ensimmäisellä suunnittelukaudella (Vuori ym. 2009) kunnostustoimilla saatavalle hyödyllä arvioitiin kunnostuskerroin: $0,5-0,6$ (erittäin suuret parantamismahdolli-

suudet, >40 %); 0,7–0,8 (melko suuret tai erittäin suuret parantamismahdollisuudet, 10–40 %); 0,9–1,0 (korkeintaan vähäiset parantamismahdollisuudet, <10 %). Vedenlaadun luokituksessa huomioitiin fysikaalis-kemiallisten muuttujien lisäksi rehevyydelle herkäät biologiset muuttujat: piilevät virtavesissä ja kasviplankton järvissä. Niiden perusteella arvioitiin vedenlaadulle luokka ja sitä vastaava arvo: 0,1 (huono)... 0,9 (erinomainen). Lopullinen luokka saatiin kertomalla vedenlaatuluokka kunnostuskertoimella. Muutoin luokittelun pääperiaatteet ovat olleet kausiten välillä yhtenevät. Huomioitavaa on, että ensimmäisellä suunnittelukaudella ohjeita tarkistettiin useaan otteeseen luokittelutyön aikana, mikä johti osittain erilaisiin luokittelukäytäntöihin eri ELY-keskuksissa.

Toisella kaudella (Suomen ympäristökeskus 2013) vedenlaatuluokan arvioinnissa otettiin myös huomioon rehevöitymistä kuvaavat biologiset muuttujat, mutta ensimmäisestä kaudesta poiketen luokka määräytyi kuten kolmannella kaudella perustuen heikompaan luokkaan (toimenpideluokitus tai vedenlaatuluokitus). Tilaluokittelussa käytetystä kunnostuskertoimesta luovuttiin. Toisella kaudella toimenpiteiden vaikutuksen arvioinnissa luokittelun osatekijöihin käytettiin kolmeportaista asteikkoa, joka perustui ohjeellisiin ELS-arvoihin.

Kolmannella suunnittelukaudella toimenpidekohtaiseen arvioon lisättiin kaksi luokkaa (hyvin vähäinen vaikutus, ei vaikutusta). Toisella kaudellakin käytettiin valmista toimenpidelistasta, mutta sitä on muokattu kolmannelle kaudelle ja yhdennetty soveltuvissa määrin EU-ohjeen toimenpidelistauksen kanssa. Muutoin luokittelun periaatteet olivat toisella kaudella samat kuin kolmannella kaudella käytettävät. Kolmannella kaudella arvioinnin vaiheet tallennetaan tietojärjestelmään mahdollisimman kattavasti, mikä lisää luokittelun avoimuutta niin, että myöhemmin on selvää, millä perusteilla luokittelu on tehty.

9 Kemiallisen tilan luokittelu

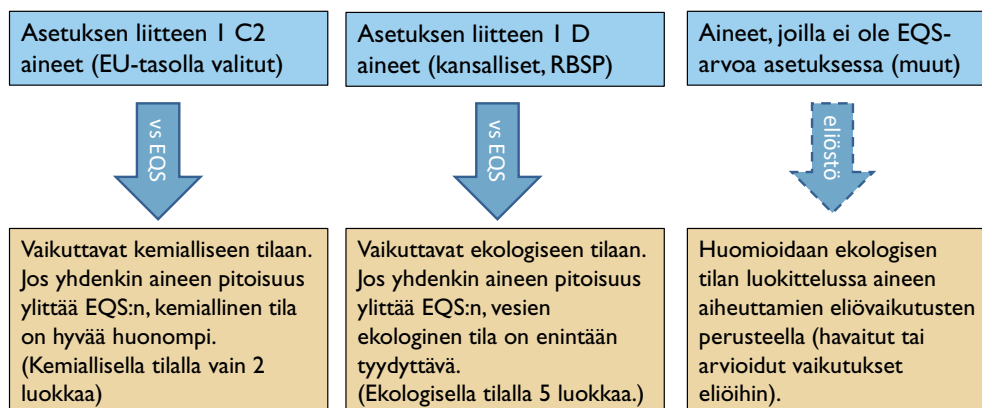
Katri Siimes

9.1

Ympäristölaatunormit

Vesimuodostuman kemiallinen tila määritetään vertaamalla EU-tasolla valittujen aineiden pitoisuuksia niiden ympäristölaatunormeihin (*Environmental quality standard*, EQS; ks. Kuva 16). Jos yhdenkin aineen pitoisuus ylittää normin, kemiallinen tila on hyvää huonompi. Kemiallisella tilalla on vain kaksi luokkaa.

Ympäristölaatunormit on annettu Valtioneuvoston asetuksen vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista liitteessä 1 C (1022/2006, viimeiset muutokset 1090/2016; ks. Liite 11.1). Ne perustuvat EU-direktiiviin 2013/39/EU. Kolmannella luokittelukaudella kemiallisen tilan luokittelussa on mukana 12 uutta aineryhmää (EU numerot #34 - #45) ja monen ”vanhan” aineen ympäristölaatunormi on muuttunut. Pitkäaikaisen altistuksen haitallisuuteen perustuen on 11 aineelle annettu laatunormi pitoisuudelle eliöstössä (9 aineelle pitoisuutena kalassa ja 2 aineelle pitoisuutena nilviäisessä; biota-EQS) ja muille aineille vedestä mitatun pitoisuuden vuosikeskiarvolle (AA-EQS). Veteen asetetut normit ovat muiden aineiden osalta kokonaispitoisuuksille, mutta metallien kohdalla liukoiselle, nikkelin ja lyijyn osalta sisävesillä biosaatavalle, pitoisuudelle. Monille aineille on annettu myös aineen akuuttiin haitallisuuteen perustuva normi enimmäispitoisuudelle vedessä (MAC-EQS). Muuttuneiden säädösten tulkintaa sekä uusien aineiden esiintymistä ympäristössä on selostettu ympäristöhallinnon raporteissa (Kangas 2018 ja Siimes ym. 2019).



Kuva 16. Eri aineryhmien pitoisuuksien huomioiminen vesien tilan luokittelussa. Asetus viittaa valtioneuvoston asetukseen vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006) ja erityisesti sen muutokseen (1090/2016). EQS tarkoittaa ympäristölaatunormia.



Kuva: Riku Lumiaro

9.2

Luokittelussa käytettävä aineisto

Kolmannen kauden kemiallisen tilan luokittelu perustuu pääsääntöisesti vuosien 2012–2017 mittaustuloksiin. Lisäksi vuoden 2018 aineistoa on hyödynnetty, koska haitallisten aineiden mittaustuloksia on muuten niin vähän saatavilla. Soveltuvien osin on asiantuntija-arvioiden taustalla voitu käyttää myös vanhempaa aineistoa erityisesti niille aineille, jotka eivät olleet mukana vielä edellisellä luokittelukaudella. Analyysimenetelmien tulisi täyttää asetuksen liitteen 3 vaatimukset, mutta kaikille aineille ei sellaisia ole saatavilla. Tietojärjestelmien tuloksia luokittelussa hyödynnettäessä tuleekin huomioida mittaustulosten mahdollisten puutteiden vaikutukset siihen, mitä aineiston perusteella voidaan sanoa laatunormin ylityksestä. Erityisesti tulee kiinnittää huomioita analyysin määrittämisrajaan ja metallien kohdalla tarkistaa, onko näyte suodatettu vai ei. Kadmiumin, sekä rannikkovesillä nikkelin ja lyijyn, laatunormit ovat liukoiselle pitoisuudelle, nikkelin ja lyijyn pitoisuudet sisävesillä biosaatavalle pitoisuudelle. Usein kuitenkin mittaukset ovat kokonaispitoisuuksia, sillä suodatus nostaa analyysin hintaa. Lisäksi liukoinen pitoisuus on aina vain tietty osa kokonaispitoisuudesta, ja biosaatava osa edelleen tietty osa liukoisesta pitoisuudesta. Jos kokonaispitoisuus jää laatunormia pienemmäksi, on varmaa että myös liukoinen ja biosaatava pitoisuus olisivat laatunormia pienempiä.

Kemiallisen luokittelun vaiheet

1. Kunkin aineen pitoisuutta verrataan sen ympäristölaatunormiin.

Luokittelun tulee ensisijaisesti perustua edustavaan ja luotettavaan mittausaineistoon, mutta tarvittaessa voidaan käyttää asiantuntija-arvioita. Ympäristön pitoisuutta verrataan pitkäaikaisen altistuksen laatunormiin (aineesta riippuen joko eliöstön-EQS tai AA-EQS). Lisäksi tarkistetaan, ylittyykö enimmäispitoisuus vedessä. Laatu-normin ylitystä tai alituksesta kuvaava arvio valitaan Taulukko 10 vaihtoehtoja. Lisäksi kirjataan mm. mittausten keskiarvo ja tietoja arvion perusteista.

2. Muutoksen arviointi

Kemiallisen tilan arviointikriteerit ovat uusien aineiden ja muuttuneiden normien vuoksi muuttuneet niin merkittävästi, että kemiallisen tilan muutoksen sijaan on tarkasteltava yksittäisten aineiden muutoksia. Muutos arvioidaan niille ”vanhoille” aineille, joiden normi ei ole merkittävästi muuttunut. Tietojärjestelmä tunnistaa automaattisesti muutoksen (luokittelu osoittaa samaa tilaa, tila on parantunut tai tila on huonontunut), mutta luokittelijan tulee arvioida muutoksen syytä: Onko kyseessä **pitoisuuden muutos** vai **johtuuko muutos menetelmällisestä muutoksesta** (esimerkiksi aiemmin elohopea-arvio on perustunut malliin ja uusi mittauksiin).

3. Kun kaikkien aineiden arviot on tehty, arvioidaan kemiallisen luokittelun tasoa.

Arvo valitaan pudotusvalikosta. Vaihtoehdot on esitetty Taulukossa 10. Oletuksena kaikille luokitelluille vesimuodostumille on asiantuntija-arvioon perustuva arvio, jota tarkennetaan mittauksiin perustuvaksi niissä vesimuodostumissa, joissa on mittauksiin perustuvia haitallisten aineiden arvioita. Luokittelun tasoksi (Taulukko 11) voidaan valita laajoihin mittaustuloksiin perustuva arvio, jos mittaustuloksia on vesimuodostuman kannalta kriittisistä aineista. Käytännössä ainakin sisävesiltä edellytetään tällöin mittauksiin perustuvaa elohopea-arviota. *Ei tietoa* -arviot vähentävät luokittelun lopputuloksen luotettavuutta. SYKEN luokitteluehdotuksessa mittauksiin perustuvien arvioiden ja *Ei tietoa* -arvioiden lukumäärien erotuksen piti olla vähintään kaksi, kun luokittelun tasona käytettiin laajoihin mittaustuloksiin perustuvaa luokittelua.

4. Kemiallisen tila määrittäminen

Kemiallinen tila voidaan määrittää ja raportoidaan erikseen uusille ja vanhoille aineille sekä ubiikeiksi (kaikkialla läsnä oleviksi) tunnistetuille ja muille aineille. Luokittelun tietojärjestelmässä nämä kaikki vaihtoehdot päivittyvät automaattisesti kemiallisen tilan sivulle.

Työnjako ELY-keskuksen ja SYKEN välillä

Haitallisten aineiden mittaustuloksia on vain murto-osasta vesimuodostumia ja tällöinkin usein vain joillekin yksittäisille aineille. Useimmille aineille on kuitenkin mahdollista antaa melko luotettavat ainekohtaiset arviot koko Suomeen. SYKE tekee keskitetysti kemiallisen tilan luokitteluehdotuksen, joka koostuu näistä asiantuntija-arviosta, ja vie sen luokittelun tietojärjestelmään. Elohopean osalta perustana käytetään toisen luokittelukauden arvioita, sillä parempaakaan arviota ole käytettävissä niille vesimuodostumille, joista ei ole mittaustietoa. Nikkelin, kadmiumin, TBT:n, PFOS:n ja sypermetriinin kansalliset arviot on jaettu kahtia: riskialueille ”Ei tietoa”

Taulukko 10. Haitallisten aineiden arviolausekkeet kolmannella luokittelukaudella.

Lyhenne	Arvio	Käyttö
AM	Alittuu mittausten perustella	Mittauksiin perustuvia arviota käytetään, kun saatavilla on riittävästi edustavia ja luotettavia pitoisuusmittauksia. Aineiston riittävyyden minimivaatimukset: Vuosikeskiarvon laskentaan tarvitaan vähintään 7 mittausta vedestä ja elohopean normin arviointiin vähintään 7 kalan pitoisuustulosten keskiarvo. Muiden aineiden biotinäytteille riittää yhdenkin edustavan kokoomänäytteen määrittystulos. Mittauksiin perustuva laatunormin ylitys voidaan arvioida yhdenkin edustavan näytteen pitoisuuden ylittäessä enimmäispitoisuuden ympäristölaatunormin.
YM	Ylittyy mittausten perusteella	
AA	Alittuu asiantuntija-arviona	Asiantuntija-arvio, jota kolmannella luokittelukierroksella käytetään lähinnä SYKEN ainekohtaisille valtakunnallisille arvioille. Arviot perustuvat aineiden käyttö-, päästö- ja/tai kulkeutumistietoihin sekä ympäristökaritoituksiin.
YA	Ylittyy asiantuntija-arviona	
AEA	Alittuu ELY-keskuksen asiantuntija-arviona	ELY-keskuksen asiantuntija-arvio normin ylityksestä kyseisessä vesimuodostumassa. (SYKEN valtakunnallista arviota tarkempi). Arvio voi perustua mittauksiin, joiden määrä ei riittävä AM/YM -arvioon, mittauksiin muista kuin ympäristölaatunormin matriisista (esimerkiksi sedimentistä), päästö- tai kulkeutumisarviointiin tai muuhun tietoon.
YEA	Ylittyy ELY-keskuksen asiantuntija-arviona	
AKL	Alittuu kaukokulkeumariskin ja luonnonolosuhteiden perusteella	Elohopeaylitysten arvioinnissa käytetyn vesimuodostuman tyyppiin ja sijaintiin perustuvan mallinnuksen tulosta käytetään, mikäli luotettavampaa tietoa ei ole käytettävissä.
YKL	Ylittyy kaukokulkeumariskin ja luonnonolosuhteiden perusteella	
S	Silmällä pidettävä (tulkitaan normin alitukseksi)	Käytetään, jos pitoisuus on lähellä normia, mutta ei ylitä sitä. (Mitattu pitoisuus vähintään 70 % normista tai asiantuntija-arvio.)
YE	Ylitys mahdollinen mittausten epävarmuus huomioiden (tulkitaan normin ylitykseksi)	Kun pitoisuus voidaan mittaustulosten epävarmuus huomioiden tulkita yhtä hyvin ylitykseksi kuin alitukseksi ja asiantuntija-arviona valitaan ylitys.
ET	Ei tietoa (ei vaikuta luokittelutulos)	Arviota käytetään, jos normin ylitystä ei voida arvioida. SYKE käyttää kolmannella luokittelukierroksella tätä arviota eräissä vesimuodostumissa erottamaan riskialueet muualle maahan tarkoitetuista asiantuntija-arvioista.

Taulukko 11. Kemiallisen luokittelun tasot.

Koodi	Luokittelutasot	Kuvaus / käyttö
0	Ei luokittelua	Tätä käytetään vain vesimuodostumille, joille ei kemiallista luokittelua ole tehty.
1	Asiantuntija-arvio	Käyttö-, päästö- ja kulkeutumistietoihin perustuva asiantuntija-arvio.
2	Mittauksiin perustuva luokitus, suppea aineisto	Mittauksiin perustuva arvio ainakin jollekin aineelle.
3	Mittauksiin perustuva luokitus, laaja aineisto	Mittauksiin perustuva arvio kaikista vesimuodostuman kannalta relevanteista aineista (esim. Hg, Ni, Cd, TBT tai PFOS)

laatunormin ylityksestä ja muualle *"Alittuu asiantuntija-arviona"*. Näiden arvioiden päälle tallennetaan vielä kertymä- ja vedenlaaturekisterien pitoisuustuloksiin perustuvat arviot. On todennäköistä, että riskialueiden tunnistuksessa on mukana paljon sellaisia vesimuodostumia, joissa laatunormit eivät ylity. Huomattavasti pienempi todennäköisyys on sille, että riskialueiden ja mittaustulosten ulkopuolelle olisi jäänyt vesimuodostumia, joissa on ylityksiä. Mittaustuloksista SYKE määrittää myös nikkelin ja lyijyn biosaatavat pitoisuudet sisävesille. Biosaatavuuden arvioinnissa käytetään Siimes ym. (2019) raportissa esitettyjä taulukkoja ja regressioyhtälöitä. SYKE päivittää myös luokittelun tason vastaamaan luokitteluehdotusta.

ELY-keskukset vastaavat vesien luokittelusta. He tarkastavat ja korjaavat SYKEN alustavan luokitteluehdotuksen tarkastellen mm. seuraavia kysymyksiä:

- Onko luokitteluehdotuksessa virheitä?
- Onko luokittelussa käytetty edustavaa aineistoa? Esimerkiksi velvoitetarkkailun piirissä olevat ojat eivät pääsääntöisesti kuvasta vesiimuodostuman kemiallista tilaa. Näiden erottelu aineistoista ei välttämättä ole ehdotuksessa kaikin paikoin onnistunut.
- Vastaako luokittelu ELY:n tulkintaa?
 - o Esimerkiksi *"Silmällä pidettävä"* ja *"Ylitys mahdollinen mittausten epävarmuus huomioiden"* voivat perustua saman aineiston erilaiseen tulkintaan.
 - o SYKEN haitallisten aineiden mittauksiin perustuvat arviot perustuvat luokittelukauden tulosten keskiarvoon, ellei muuta ole infotekstissä kerrottu. ELY voi halutessaan painottaa uusimpia tuloksia.
- Kadmiumin laatunormin ylittyessä tulee tarkistaa, pitäisikö vesimuodostumassa soveltaa kovemman veden laatunormia. SYKEN arviot on tehty koko Suomeen käyttäen melko pehmeän veden laatunormia (vedenkovuusluokka 2 eli $<50 \text{ mg CaCO}_3/\text{l}$). Mikäli arvo ei sovi vesimuodostumaan, tulee SYKEN arvo poistaa ja tehdä uusi arvio oikean kohtaan. Eri kovuusluokan laatunormit on tuotu teknisistä syistä erillisinä aineina luokittelujärjestelmään.
- Onko kaikki olemassa oleva relevantti mittaustieto hyödynnetty? Entä onko muuta tietoa, jota voisi hyödyntää asiantuntija-arvion taustalla?
- Voiko mahdollisille riskialueille määritettyjä *"Ei tietoa"* -arvioita tarkentaa?
- Elohopean laatunormin ylitysarviot puuttuvat kolmannelle luokittelukaudelle rajatuista uusista vesimuodostumista. Elohopeanormin ylityksen / alituksen voi arvioida ELY-keskuksen asiantuntija-arviona tai malliin perustuen. Tyyppiin ja sijaintiin perustuva erittäin yksinkertainen luokkamalli löytyy Kankaan (2018) toimittamasta raportista.
- Jos haitallisen aineen arvio osoittaa muutosta, tulisi ELY:n määrittää muutoksen syy. Käytettävissä on vain kaksi vaihtoehtoa: todellinen ympäristössä tapahtunut pitoisuuden muutos ja menetelmästä johtuva luokittelun muutos. Laatunormin muutoksesta johtuva luokittelun muutos lasketaan menetelmästä johtuvaksi. Samoin aiemmin elohopeamallilla arvioitu ja uudella luokittelukaudella mittauksiin perustuva muutos on menetelmällisistä syistä johtuva muutos.
- Jos haitallisten aineiden arvioita muutetaan, tulee päivittää myös luokittelun taso.

10 Yhteenveto

Tässä oppaassa on ohjeistettu vesienhoitotyötä varten tehtävä pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokittelu. Vesienhoitotyö on osa vesienhoitolain (1299/2004) soveltamista ja EU:n vesipolitiikan puitteiden täytäntöönpanoa. Oleellinen osa vesienhoitotyötä on kuuden vuoden välein toteutettava joki-, järvi- ja rannikkovesien ekologisen ja kemiallisen tilan arviointi ja luokittelu. Tilaa arvioidaan ihmisten toiminnan aiheuttaman muutoksen voimakkuuden perusteella. Tämän laajan luokittelutyön avulla saadaan tieto vesistä, jotka tarvitsevat toimia hyvän tilan saavuttamiseksi tai sen ylläpitämiseksi. Suomessa on arvioitu kaikkiaan 6875 pintavesimuodostuman tila, joista järvimuodostumia on 4639 kpl, jokimuodostumia 1960 kpl ja rannikkumuodostumia 276 kpl.

Vesienhoitolain mukaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskukset (ELY-keskukset) laativat selvityksen ihmistoiminnan vaikutuksista vesiin sekä valmistelevat vesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokittelun (valtioneuvoston asetus vesienhoidon järjestämisestä, 1040/2006). ELY-keskusten tekemiä tilaluokituksia käytetään pohjana valmisteltaessa vesienhoidon suunnittelun toimenpideohjeita. Luokittelussa käytettäviä parametreja on tapauskohtaisesti sisällytettävä edelleen myös toiminnanharjoittajien velvoitetarkkailuihin ja ympäristövaikutusselvityksiin.

Vesienhoidon suunnittelu on syklinen prosessi, joka sisältää ympäristötavoitteiden määrittelyn, vesien tilan arvioinnin ja seurannan, paineiden kuvauksen ja toimenpideohjelmat. Joki-, järvi- ja rannikkovesimuodostumien tilan luokittelu on osa vesienhoidon suunnittelun kuuden vuoden sykliä. Vesistöjen ekologinen ja kemiallinen tila on Suomessa luokiteltu kolme kertaa.

Ensimmäinen pintavesien tilaluokittelu on valmistunut Suomessa vuonna 2008 vesienhoidon ensimmäistä suunnittelukautta (2010–2015) varten ja toinen vuonna 2013 vesienhoidon toiselle suunnittelukaudelle (2016–2021). Viimeisin luokittelutyö on toteutettu ELY-keskuksissa vuosina 2018–2019; tila on arvioitu luokittelukauden 2012–2017 aineistojen perusteella.

Tässä julkaisussa on esitetty pintavesien tilan arvioinnin päivitetty arviointiperusteet vesienhoidon kolmannelle suunnittelukaudelle (2022–2027). Kaikki luokittelutekijöiden arviointiperusteet (vertailuarvot ja luokkarajat) ovat nyt tässä julkaisussa, eikä vanhoja luokitusohjeistuksia tule enää jatkossa käyttää. Julkaisuun on koottu yhteen kaikki keskeiset ensimmäisen ja toisen kauden ohjeistukset, ja täydennetty ne luokituskriteerien kehitystyön perusteella. Tämä ohje on tarkoitettu ensisijaisesti ELY-keskusten käyttöön.

Kaikilla kolmella luokittelukaudella luokittelun yleisperiaatteet ovat olleet yhtenevät, ja myös kolmatta tilaluokittelua varten kriteerit ovat pysyneet pääsääntöisesti ennallaan. Hydrologis-morfologisen muuttuneisuuden tilaluokittelua on ohjeistettu käytettäväksi aikaisempaa vahvemmin ekologisen luokittelun tukena. Rannikkovesissä se on sovitettu yhteen merenhoidossa käytettyjen, merenpohjan fyysistä muuttuneisuutta ja koskemattomuutta kuvaavien arviointimenetelmien kanssa. Kol-

mannelle luokittelukierrokselle on kehitetty erityisesti tiedon hallintaa ja tulosten keskitettyä laskentaa.

Luokittelumenetelmien kehittämistä on toteutettu Suomen ympäristökeskuksen, alueellisten ympäristö- ja ELY-keskusten, yliopistojen sekä tutkimuslaitoksen (Luke) välisenä yhteistyönä parin viimeisen vuosikymmenen aikana. Menetelmäkehitykseen ja tilan arviointiin on osallistunut kymmeniä asiantuntijoita vuosien varrella. Luokittelumenetelmien kehitystarve säilyy myös jatkossa. Esimerkiksi ilmasto-olojen muuttumisen takia vertailuolosten eliöyhteisöjen koostumus saattaa muuttua, jolloin myös vertailuolosten määrittelyä tulee päivittää.

Ohjeen luvussa 1 on esitetty vesien tilan luokitteluun vaikuttavat taustatekijät mahdollisimman yleistajuisesti. Luvussa 2 on esitetty ekologisen tilan luokittelun yleisperiaatteet kuten luokkarajojen asettaminen ja vesimuodostuman tila-arvion määrytyminen. Luvussa 3 on esitetty biologisten laatuominaisuuksien ja tunnuslukujen laskenta. Luvussa 4 on esitetty pintavesien tyypittelyn periaatteet; luku on tiivistelmä aiemmin julkaisemattomasta tyypittelyoppaasta. Luvuissa 5, 6 ja 7 on esitetty jokien, järvien ja rannikkovesien luokittelun periaatteet ja kriteerit. Luvussa 8 on avattu keinotekoisesti ja voimakkaasti muutettujen vesimuodostumien luokittelu, jota päivitettiin kolmannelle kierrokselle. Luvussa 9 kerrotaan kemiallisen tilan luokittelun periaatteista ja vaiheista.

Liitteisiin on koottu kattavasti luokittelutyön oleelliset dokumentit, kuten yleinen kuvaus vertailupaikkojen valintaperusteista, ohjeistukset biologisten indeksien ja ekologisten laatusuhteiden laskennasta, ja vesimuodostumien tyypittelykriteereistä. Liitteisiin on koottu myös pienten virtavesien hydrologis-morfologisen muuttuneisuuden arviointiohje sekä keinotekoisesti tai voimakkaasti muutettujen vesimuodostumien nimeämisperusteet. Kolmannen luokittelukauden ekologisen luokituksen vertailuarvot ja luokkarajat joille, järville ja rannikkovesille löytyvät liitteistä. Lisäksi liitteissä kuvataan tietojärjestelmiä, joihin luokittelutulokset tallennetaan, joita voi käyttää hyödyksi luokittelutyössä ja joista luokittelutuloksia voidaan tarkastella vesimuodostumakohtaisesti. Kaukokartoitustuotteita on kehitetty kolmannelle luokituskaudella. Aineistoja on voinut käyttää arvioitua luokkaa määrittäessä, mutta niitä ei vielä kolmannelle luokittelukaudella ole otettu huomioon laskennallisessa luokituksessa. Kemiallisen tilan luokitukseen liittyvät ympäristölaatusuhteet on myös listattu liitteisiin.

Lähteet

- Al-Hamdani, Z. & Reker, J. (toim.) 2007. Towards marine landscapes in the Baltic Sea. BALANCE Interim Report No. 10, 118 s.
- Al-Hamdani, Z., Reker, J., Leth, J., Reijonen, A., Kotilainen, A. & Dinesen, G. 2007. Development of marine landscape maps for the Baltic Sea and the Kattegat using geophysical and hydrographical parameters. Geological Survey of Denmark and Greenland Bulletin 13: 61-64.
- Andersson, L. 1955. Lounais-Suomen saariston rusko- ja punalevien levinneisyydestä ja ekologiasta. Luonnon tutkija 59: 138-146.
- Aroviita, J., Koskenniemi, E., Kotanen, J. & Hämäläinen, H. 2008. A priori typology-based prediction of benthic macroinvertebrate fauna for ecological classification of rivers. Environmental Management 42: 894-906. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-008-9173-8>
- Aroviita, J., Mykrä, H., Muotka, T. & Hämäläinen, H. 2009. Influence of geographical extent on typology-and model-based assessments of taxonomic completeness of river macroinvertebrates. Freshwater Biology 54: 1774-1787. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02210.x>
- Aroviita, J., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., Järvenpää, L., Järvinen, M., Karjalainen, S.M., Kauppila, P., Keto, A., Kuoppala, M., Manni, K., Mannio, J., Mitikka, S., Olin, M., Perus, J., Pilke, A., Rask, M., Riihimäki, J., Ruuskanen, A., Siimes, K., Sutela, T., Vehanen, T. & Vuori, K.-M. 2012. Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012-2013 – päivitetty arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. Ympäristöhallinnon ohjeita 7/2012: 1-144. <http://hdl.handle.net/10138/41788>
- Aroviita, J., Vuori, K.-M., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., Järvinen, M., Karjalainen, S.M., Kauppila, P., Korpinen, S., Kuoppala, M., Mitikka, S., Mykrä, H., Olin, M., Rask, M., Riihimäki, J., Räike, A., Rääpysjärvi, J., Sutela, T., Vehanen, T. & Vuorio, K. 2014. Maa- ja metsätalouden kuormittamien pintavesien ekologinen tila ja sen seuranta. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 12/2014: 1-96. <http://hdl.handle.net/10138/45017>
- Baardseth, E. 1970. A square-scanning, two stage sampling method of estimating seaweed quantities. Reports of the Norwegian Institute of Seaweed Research 33: 1-41.
- Belinskij, A., Aroviita, J., Kauppila, J., Kymenvaara, S., Leino, L., Mäenpää, M., Raitanen, E. & Soininen, N. 2018. Vesienhoidon ympäristötavoitteista poikkeaminen-perusteet ja menettely. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 42/2018. <http://julkaisut.valtioneuvosto.fi/handle/10024/160921>
- Birk, S., Schöll, F., & Böhmer, J. 2012. XGIG Large River Intercalibration Exercise – WFD Intercalibration Phase 2: Milestone 6 Report – BQE: Phytobenthos. 73 s.
- Birk, S., Willby, N.J., Kelly, M.G., Bonne, W., Borja, A., Poikane, S. & van de Bund, W. 2013. Intercalibrating classifications of ecological status: Europe's quest for common management objectives for aquatic ecosystems. Science of the Total Environment 454: 490-499. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.03.037>
- Birk, S., Schöll, F., Böhmer, J. & Poikane, S. 2018. Intercalibrating the national classifications of ecological status for very large rivers in Europe Biological Quality Element: Benthic invertebrates. JRC Technical reports. 242 s. <http://dx.doi.org/10.2760/443119>
- Björnerås, C., Weyhenmeyer, G. A., Evans, C. D., Gessner, M. O., Grossart, H.-P., Kangur, K., Kokorite, I., Kortelainen, P., Laudon, H., Lehtoranta, J., Lottig, N., Monteith, D. T., Nöges, P., Nöges, T., Oulehle, F., Riise, G., Rusak, J. A., Räike, A., Sire, J., Sterling, S. & Kritzberg, E. S. 2017. Widespread Increases in Iron Concentration in European and North American Freshwaters. Global Biogeochemical Cycles 31: 1488-1500. <http://dx.doi.org/10.1002/2017GB005749>
- Bäck, S. & Ruuskanen, A. 2000. Distribution and maximum depth of *Fucus vesiculosus* along the Finnish coastline. Marine Biology 136: 303-307.
- Dolman, A.M., Järvinen, M., Vuorio, K., Pahissa, J., de Hoyos, C., Rücker, J., Henschke, I., Nixdorf, B., Fischer, H., Urrea-Clos, G. & Hoehn, E. 2015. Final report for the project CEN M424 WP6. Development and inter-laboratory comparison to enhance the draft European Standard on water quality – Guidance on quantitative and qualitative sampling of phytoplankton from inland waters based on draft document N118 (2008/04/15), 115. pp. <http://www.wasserchemische-gesellschaft.de/dev/validierungsdokumente?download=165:m-38-din-en-16698-2015-12>
- Ecke, F., Mjelde, M., Aroviita, J. & Poikane, S. 2018. Intercalibrating the national classifications of ecological status for Northern rivers: Biological Quality Element: Macrophytes. JRC Technical reports. 32 s. <http://dx.doi.org/10.2760/484237>
- Eloranta, P. & Soininen, J. 2002. Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. Journal of Applied Phycology 14: 1-7.
- Eloranta, P., Karjalainen, S.-M. & Vuori, K.-M. 2007. Piilevayhteisöt jokivesien ekologisen tilan luokittelussa ja seurannassa - menetelmäohjeet. Oulu, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. Ympäristöopas. 58 s. <http://hdl.handle.net/10138/38834>
- Eloranta, A. J. & Eloranta, A. P. 2016. Rumpurakenteiden ympäristöongelmat, niiden ehkäisy ja korjaaminen: Keskisuomalainen pilottitutkimus. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-314-262-6>
- Eurola, S. 1999. Kasvipeitteemme alueellisuus. Oulu, Oulanka Biological Station. Oulanka reports 22. 116 s.
- Euroopan yhteisö 2000. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, annettu 23 lokakuuta 2000, yhteisön vesipolitiikan puitteista. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti, L 327. 72 s.

- Euroopan yhteisö 2000. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, annettu 23 lokakuuta 2000, yhteisön vesipolitiikan puitteista. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti, L 327. 72 s.
- Euroopan yhteisö 2003a. Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC). Guidance Document No 2. Identification of Water Bodies. Office for official publications of the European Communities, Luxembourg. 27 s.
- Euroopan yhteisö 2003b. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No 5. Transitional and Coastal Waters - Typology, Reference conditions and Classification Systems. Produced by Working Group 2.4 - Coast. Office for official publications of the European Communities, Luxembourg. 107 s.
- Euroopan yhteisö 2003c. Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC). Guidance Document No 10. Rivers and lakes – Typology, reference conditions and classification systems. Produced by Working Group 2.3 – REFCOND. Office for official publications of the European Communities, Luxembourg. 93 s.
- Euroopan yhteisö 2006. Coastal GIGs. Draft Milestone 6 report – Baltic Sea with Annex A – E Quality element: macroalgae. Version 16 June 2006. Rev. 3, 30 March 2007. 40+24 s.
- Euroopan yhteisö 2011. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No. 14. Guidance on the intercalibration process 2008-2011. Technical report 2011-045. European Communities, 2011.
- Euroopan yhteisö 2013. Päätös Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2000/60/EY mukaisesti jäsenvaltioiden seurantajärjestelmien luokittelulle interkalibrointimenettelyn tuloksena määriteltyjen arvojen vahvistamisesta ja päätöksen 2008/915/EY kumoamisesta C(2013) 5915, 2013. Euroopan unionin virallinen lehti L 266/20.
- Euroopan yhteisö 2018. Komission päätös (EU) 2018/229, annettu 12 päivänä helmikuuta 2018, Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2000/60/EY mukaisesti jäsenvaltioiden seurantajärjestelmien luokittelulle interkalibrointimenettelyn tuloksena määriteltyjen arvojen vahvistamisesta ja komission päätöksen 2013/480/EU kumoamisesta. Euroopan Unionin virallinen lehti L47/1. 91 s.
- European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine Waters 2015. European Freshwater Ecosystem Assessment: Cross-walk between the Water Framework Directive and Habitats Directive types, status and pressures, ETC/ICM Technical Report 2/2015, Magdeburg: European Topic Centre on inland, coastal and marine waters, 95 pp. plus Annexes. 177 s
- Fernandes, J.A., Kauppila, P., Uusitalo, L., Fleming-Lehtinen, V., Pitkänen, H. & Kuikka, S. 2012. Evaluation of reaching the targets of the Water Framework Directive in the Gulf of Finland. *Environmental Science & Technology* 46: 8220–8228.
- Fleming-Lehtinen, V. & Laamanen, M. 2012. Long-term changes in Secchi depth and the role of phytoplankton in explaining light attenuation in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and shelf Science* 102-103: 1-10.
- Fleming-Lehtinen, V., Kauppila, P., Nygård, H., Suomela, J. & Kotamäki, N. 2018. Meriympäristön tila 2011–2016: Rehevöityminen. Raportissa: Korpinen, S., Laamanen, M., Suomela, J., Paavilainen, P., Lahtinen, T. & Ekebom, J. (toim.). Suomen meriympäristön tila 2018. SYKEN julkaisu. <http://hdl.handle.net/10138/274086>
- HELCOM 2010. Ecosystem Health of the Baltic Sea 2003-2007. HELCOM Initial Holistic Assessment. Baltic Sea Environment Proceedings 122.
- HELCOM 2018. State of the Baltic Sea - Second HELCOM holistic assessment 2011–2016. Baltic Sea Environment Proceedings 155.
- Hellsten, S., Vuori, K.-M., Hokka, V., Sutela, T., Majuri, P., Aroviita, J., Vehanen, T., Aronsuu, K., Hämäläinen, H., Visuri, M., Koskeniemi, E. & Lehtinen, A. 2005. Jokien hydrologisen ja morfologisen muuttuneisuuden arviointi Vesipolitiikan puitteiden direktiivin toimeenpanon valmistelurakennetuissa jokivesistöissä Hankkeen (2002–2004) loppuraportti. Suomen ympäristökeskus, Keski-Suomen ympäristökeskus, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Länsi-Suomen ympäristökeskus ja Jyväskylän yliopisto. https://www.researchgate.net/publication/286912501_Jokien_hydrologisen_ja_morfologisen_muuttuneisuuden_arviointi_Vesipolitiikan_puitteiden_direktiivin_toimeenpanon_valmistelu_rakennetuissa_jokivesistoissa_Hankkeen_2002-2004_loppuraportti
- Hellsten, S., Willby, N., Ecke, F., Mjelde, M., Phillips, G. & Tierney, D. 2014. Water Framework Directive Intercalibration Technical Report: Northern Lake Macrophyte ecological assessment methods. JRC Technical Reports. 113 s. <http://dx.doi.org/10.2788/75735>
- Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D. & Solheim, A.L. 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the total Environment*, 408: 4007-4019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.05.031>
- Holmgren, K., Kinnerbäck, A., Olin, M., Hesthagen, T., Saksgård, R. Kelly, F. & Rask, M. 2010. Intercalibration of fish assessment tools for ecological status in Northern lakes – results from a pilot study. *Finno* 1/2010, 38 s.
- Huttunen, I., Lehtonen, H., Huttunen, M., Piirainen, V., Korppoo, M., Veijalainen, N., Viitasalo, M. & Vehviläinen, B. 2015. Effects of climate change and agricultural adaptation on nutrient loading from Finnish catchments to the Baltic Sea. *Science of the Total Environment* 529: 168–181.
- Häkikilä, K., Kuoppala, M., Heino, J., Ulvi, T. & Hämäläinen, L. 2015. Paikkatietopohjaisen purojen tilan arviointimenetelmän kehittäminen -Menetelmän tarve, perusteet ja käyttömahdollisuudet- PienvesiGIS-hanke. Raportti. Suomen ympäristökeskus.

- Hämäläinen, H., Koskenniemi, E., Kotanen, J., Heino, J., Paavola, R. & Muotka, T. 2002. Benthic invertebrates and the implementation of the WFD: sketches from Finnish streams. Julk.: Ruoppa, M. & Karttunen, K. (toim.). Typology and ecological classification of lakes and rivers. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. TemaNord 566: 55–58.
- Hämäläinen, H., Aroviita, J., Koskenniemi, E., Bonde, A. & Kotanen, J. 2007. Suomen jokien tyypittelyn kehittäminen ja pohjaeläimiin perustuva ekologinen luokittelu. Vaasa, Länsi-Suomen ympäristökeskus. Länsi-Suomen ympäristökeskuksen raportteja 4/2007. 66 s.
<https://www.doria.fi/handle/10024/134148>
- Häyren, E. 1955. Alger huvudsakligen från sandig geolitoral på havsstränder i Sverige och Finland. Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica 31: 50–56.
- Häyren, E. 1956. Vidfäst *Fucus vesiculosus* vid Norrskär utanför Vasa. Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica 32: 143.
- Isaeus, M. 2004. Factors structuring *Fucus* communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea. Doctoral dissertation, Stockholm University, 40 p.
- Jyväsjärvi, J., Aroviita, J. & Hämäläinen, H. 2014. An extended Benthic Quality Index for assessment of lake profundal macroinvertebrates: addition of indicator taxa by multivariate ordination and weighted averaging. *Freshwater Science* 33: 995–1007. <http://dx.doi.org/10.1086/676914>
- Järvinen, M., Forsström, L., Huttunen, M., Hällfors, S., Jokipii, R., Niemelä, M. & Palomäki, A. (toim.) 2011. Kasviplanktonin laskentamenetelmät. https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien_tila/Pintavesien_tilan_seuranta/Biologisten_seurantamenetelmien_ohjeet/Kasviplanktonin_tutkimusmenetelmät
- Järvinen, M., Aroviita, J., Hellsten, S., Karjalainen, S.M., Kuoppala, M., Meissner, K., Mykrä H. & Vuori, K.-M. 2019. Jokien ja järvien biologinen seuranta – näytenotosta tiedon tallentamiseen. ver 6.9.2019. 42 s. Suomen ympäristökeskus. https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien_tila/Pintavesien_tilan_seuranta/Biologisten_seurantamenetelmien_ohjeet
- Kangas, P., Autio, H., Hällfors, G., Luther, H., Niemi, Å. & Salemaa, H. 1982. A general model of the decline of *Fucus vesiculosus* at Tvärminne, south coast of Finland in 1977–81. *Acta Botanica Fennica* 118: 27 s.
- Kangas, P., Bäck, S. & Kauppila, P. 2003. Ehdotuksia Euroopan yhteisön vesipolitiikan puitteiden direktiivin (2000/60/EY) mukaiseksi rannikkovesien tyypittelyksi Suomessa. Suomen ympäristökeskuksen moniste 284, 50 s. <http://hdl.handle.net/10138/40883>
- Kangas, A. (toim.) 2018. Vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltaminen. Kuvaus hyvistä menettelytavoista. Ympäristöministeriön raportteja 19/2018. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4807-1>
- Kanninen, A. 2004. Laskettujen järvien valtakunnallinen kartoitus. Pohjois-Savon ympäristökeskus. Julkaisematon.
- Karr, J. R. & Chu, E. W. 1999. Restoring life in running waters: Better biological monitoring. Washington, DC, Island Press. 210 s.
- Kauppila, P. 2007. Phytoplankton quantity as an indicator of eutrophication in Finnish coastal waters. Application within the Water Framework Directive. Helsinki, Finnish Environment Institute. Monographs of the boreal environment research 31. 58 s. <http://hdl.handle.net/10138/39341>
- Kauppila, P., Fleming-Lehtinen, V., Nygård, H., Pitkänen, H., Korpinen, S., Parner, H. 2018. Meriympäristön tila 2011–2016: Miten rehevöityminen on muuttunut? Rehevöityminen. Raportissa: Korpinen, S., Laamanen, M., Suomela, J., Paavilainen, P., Lahtinen, T. & Ekebom, J. (toim.). Suomen meriympäristön tila 2018. SYKEN julkaisuja. <http://hdl.handle.net/10138/274086>
- Kelly, M., Jarlman, A., Kennedy, B., Bennett, C., Mykrä, H., Miettinen, J., Vuori, K.-M., Kahlert, M. & Goncz, M. 2007. Northern Rivers GIG Phytobenthos Intercalibration Exercise. Rivers Northern GIG phytobenthos final report, 15 June 2007. 31 s.
- Kelly, M.G., Birk, S., Willby, N.J., Denys, L., Drakare, S., Kahlert, M., Karjalainen, S.M., Marchetto, A., Pitt, J.A., Urbanic, G. & Poikane, S., 2016. Redundancy in the ecological assessment of lakes: Are phytoplankton, macrophytes and phytobenthos all necessary? *Science of the total environment* 568: 594–602.
- Kotamäki, N., Järvinen, M., Kauppila, P., Korpinen, S., Lensu, A., Malve, O., Mitikka, S., Silander, J. & Kettunen, J. 2019. A practical approach to improve the statistical performance of surface water monitoring networks. *Environmental Monitoring and Assessment* 191: 318.
- Kuoppala, M., Hellsten, S. & Kanninen, A. 2008. Sisävesien vesikasviseurantojen laadunvarmennus. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 36/2008. 94 s.
<http://hdl.handle.net/10138/38384>
- Launiainen, J., Vainio, J., Voipio, A., Pokki, J. & Niemimaa, J. 1989. Näkösyvyyden vaihtelusta ja muuttumisesta pohjoisella Itämerellä. Julk.: Forsius, J. (toim.). XIV Geofysiikan päivät, Helsingissä 3.-4.5.1989. Helsinki, Geofysiikan seura. S. 117–121.
- Leka, J., Valtia-Hulkkonen, K., Kanninen, A., Partanen, S., Hellsten, S., Ustinov, A., Ilvonen, R. & Airaksinen, O. 2003. Vesimakrofytyt järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. Maastomenetelmien ja ilmakuvatuokinnan käyttökelpoisuuden arviointi Life Vuoksi -projektissa. Mikkeli, Etelä-Savon ympäristökeskus & Kuopio, Pohjois-Savon ympäristökeskus. Alueelliset ympäristöjulkaisut 312. 96 s. <http://urn.fi/URN:ISBN:952-11-1457-6>
- Leka, J., Toivonen, H., Leikola, N. & Hellsten, S. 2008. Vesikasvit Suomen järvien tilan ilmentäjinä. Ekologisen tilaluokittelun kehittäminen. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 18/2008. 53 s. <http://hdl.handle.net/10138/38388>

- Leonardsson, K., Blomqvist, M. & Rosenberg, R. 2009. Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive – examples from Swedish waters. *Marine Pollution Bulletin* 58: 1286–1296.
- Lepistö, L., Holopainen, A.-L. & Vuoristo, H. 2004. Type-specific and indicator taxa of phytoplankton as a quality criterion for assessing the ecological status of Finnish boreal lakes. *Limnologia* 34: 236–248.
- Leppäranta, M., Palosuo, E., Grönvall, H., Kalliosaari, S., Seinä, A. & Peltola, J. 1988. Itämeren jäätälven vaiheet. *Finnish Marine Research* 254, Suppl. 2, 83 s.
- Lyche Solheim, A., Phillips, G., Drakare, S., Free, G., Järvinen, M., Skjelbred, B., Tierney, D., Trodd, W. & Poikane, S. 2014. Northern Lake Phytoplankton ecological assessment methods. Water Framework Directive Intercalibration Technical Report. JRC Technical Reports. 254 s.
<http://dx.doi.org/10.2788/70684>
- Maristo, L., 1941. Die Seetypen Finnlands auf floristischer und vegetations-physiognomischer Grundlage. *Ann. Bot. Soc. Vanamo* 15: 1–314.
- Meeuwig, J. J., Kauppila, P. & Pitkänen, H. 2000. Predicting coastal eutrophication in the Baltic: a limnological approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(4): 844–855.
- Metsähallitus 2018. Esteet pois -hanke, Vesistöilytysten ympäristöongelmat ja niiden korjaaminen.
www.eraluvat.fi/erapalvelut/hankkeet/esteet-pois.html
- Mitikka, S. & Ekholm, P. 2003. Lakes in the Finnish Eurowaternet: status and trends. *The Science of the Total Environment* 310: 37–45.
- Mitikka, S. 2012. Järvityyppi MRh – Matalat runsashumuksiset järvet. Suomen ympäristökeskus. Julkaisematon
- Moss, D., Furze, M. T., Wright, J. F. & Armitage, P. D. 1987. The prediction of the macroinvertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. *Freshwater Biology* 17: 41–52.
- Mykrä & Aroviita 2019. Pohjaeläimistö. Julkaisussa: Puro-Tahvanainen, A. ym: Inarijärven tilan kehittyminen vuosina 1960–2017. ELY-keskuksen raportteja 27/2019. 70 s.
<http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-314-791-1>
- Myrberg, K., Korpinen, S. & Uusitalo, L. 2019. Physical oceanography sets the scene for the Marine Strategy Framework Directive implementation in the Baltic Sea. *Marine Policy* 107: 103591.
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103591>
- Naturvårdsverket 2007. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bilaga A till hankbok 2007: 4. 133 s. www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-0148-3.pdf
- Niemi, J. & Raateland, A. 2007. River water quality in the Finnish Eurowaternet. *BER* 12:571–584.
- Novak, M. A. & Bode, R. W. 1992. Percent model affinity: a new measure of macroinvertebrate community composition. *Journal of the North American Benthological Society* 11: 80–85.
- Näpänkangas, J. & Aronsuu, K. 2018. Tienalituden aiheuttama esteellisyys Pohjois-Pohjanmaan puroissa ja pienissä joissa. Raportti. Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus.
- Olin, M., Lappalainen, A., Sutela, T., Vehanen, A., Ruuhijärvi, J., Saura, A. & Sairanen, S. 2014. Ohjeet standardinmukaisiin koekalastuksiin. RKTL:n työraportteja 21/2014. 22 s.
<http://hdl.handle.net/10138/153535>
- Olin, M., Rask, M., Ruuhijärvi, J. & Tammi, J. 2013. Development and evaluation of the Finnish fish-based lake classification method. *Hydrobiologia* 713: 149–166.
- Oulun yliopisto, Vesi- ympäristötekniikan tutkimusryhmä 2018. Selvitys ihmistoiminnan vaikutuksista pienten virtavesien hydrologiaan. Julkaisematon. Lisätietoja: Hannu Marttila ja Kimmo Aronsuu.
- Palko, J. 1994. Acid sulphate soils and their agricultural and environmental problems in Finland. Dissertation, Acta Universitatis Ouluensis, Series C, Technica 75, University of Oulu. 58 p.
- Pardo, I., Poikane, S. & Bonne, W. 2011. Revision of the consistency in reference criteria application in the phase one of the European intercalibration Exercise. JRC Scientific and technical reports. 94 s.
<http://dx.doi.org/10.2788/27631>
- Penning, W. E., Dudley, B., Mjelde, M., Hellsten, S., Hanganu, J., Kolada, A., van den Berg, M., Poikane, S., Phillips, G., Willby, N. & Ecke, F. 2008a. Using aquatic macrophyte community indices to define the ecological status of European lakes. *Aquatic ecology* 42: 253–264.
- Penning, W. E., Mjelde, M., Dudley, B., Hellsten, S., Hanganu, J., Kolada, A., van den Berg, M., Poikane, S., Phillips, G., Willby, N. & Ecke, F. 2008b. Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes. *Aquatic ecology* 42: 237–251.
- Perus, J., Bonsdorff, E., Bäck, S., Lax, H.-G., Villnäs, A. & Westberg, V. 2007. Zoobenthos as indicators of ecological status in coastal brackish waters: a comparative study from the Baltic Sea. *Ambio* 36: 250–256.
- Perus, J., Bäck, S., Lax, H.-G., Westberg, W., Kauppila, P. & Bonsdorff, E. 2004. Coastal marine zoobenthos as an ecological quality element: a test of environmental typology and the European Water Framework Directive. In: G. Schernewski & M. Wielgat. *Baltic Sea Typology. Coastline Reports* 2004-4.
- Pilke, A. (toim.) 2007. Ohje pintaveden tyypin määrittämiseksi, 2007. 15.1.2007. Suomen ympäristökeskus. 49 s.
- Pilke, A. (toim.). 2012. Ohje pintaveden tyypin määrittämiseksi. Suomen ympäristökeskus. 50 s.
www.ymparisto.fi/download/noname/%7BF9A5855D-032C-4F16-B340-E3B89D1F1ACD%7D/74875

- Pitkänen, H., Kangas, P., Miettinen, V. & Ekholm, P. 1987. The state of the Finnish coastal waters in 1979-1983. *Vesi- ja Ympäristöhallitus. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* No. 8, 167 s.
- Pitkänen, H., Kauppila, P. & Laine, Y. 2001. Hydrography and oxygen conditions. *Raportissa Kauppila, P. & Bäck, S. (toim.). The state of Finnish coastal waters in the 1990s. The Finnish Environment* 472: 30-36. <http://hdl.handle.net/10138/40370>
- Poikane, S., Kelly, M.G., Herrero, F.S., Pitt, J.A., Jarvie, H.P., Claussen, U., Leujak, W., Solheim, A.L., Teixeira, H. & Phillips, G., 2019. Nutrient criteria for surface waters under the European Water Framework Directive: Current state-of-the-art, challenges and future outlook. *Science of the Total Environment* 695: 133888. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133888>
- Rask, M., Olin, M. & Ruuhijärvi, J. 2010. Fish-based assessment of ecological status of Finnish lakes loaded by diffuse nutrient pollution from agriculture. *Fisheries Management and Ecology* 17: 126-133.
- Rask, M., Vuori, K.-M.; Hämäläinen, H., Järvinen, M., Hellsten, S., Mykrä, H., Arvola, L., Ruuhijärvi, J., Jyväsjärvi, J., Kolari, I., Olin, M., Salonen, E. & Valkeajärvi, P. 2011. Ecological classification of large lakes in Finland: comparison of classification approaches using multiple quality elements. *Hydrobiologia* 660: 37-47.
- Ravanko, O. 1968. Macroscopic green, brown and red algae in the south-western archipelago of Finland. *Acta Botanica Fennica* 79. 50 s.
- Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, H. C., Cederwall, H. & Dimming, A. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 49: 728-739.
- Räike, A., Pietiläinen, O.-P., Rekolainen, S., Kauppila, P., Pitkänen, H., Niemi, J. & Raateland, A. 2003. Trends of phosphorus, nitrogen and chlorophyll a concentrations in Finnish rivers and lakes in 1975-2000. *The Science of the Total Environment* 310: 47-59.
- Rääpysjärvi, J., Hämäläinen, H. & Aroviita, J. 2016. Macrophytes in boreal streams: Characterizing and predicting native occurrence and abundance to assess human impact. *Ecological Indicators* 64: 309-318. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.014>
- Schaumburg, J., Schranz, C., Hofmann, G., Stelzer, D., Schneider, S. & Schmedtje, U. 2004. Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes - a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologia* 34: 302-314.
- Shannon, C. E. & Weaver, W. 1949. *The mathematical theory of communication*. Urbana, IL, University of Illinois Press. 117 s.
- Siimes, K., Vähä, E., Junttila, V., Lehtonen K. & Mannio J. (toim.) 2019. Haitalliset aineet Suomen vesissä: tilanne ja seurannan suuntaviivat. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 8/2019. <http://hdl.handle.net/10138/301460>
- Stelzer, D., Schneider, S. & Melzer, A. 2005. Macrophyte based assessment of lakes - a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *International Review of Hydrobiology* 90: 223-237.
- Suomen Standardisoimisliitto SFS ry. 2000. SFS 5076. Vesitutkimukset. Pohjaeläinnäytteenotto Ekman-noutimella pehmeiltä pohjilta.
- Suomen Standardisoimisliitto SFS ry. 2003. SFS-EN 14011:2003. Water quality - Sampling of fish with electricity. SFS-EN 14011:2003. 15 s.
- Suomen Standardisoimisliitto SFS ry. 2006. SFS-EN 2006. 15204:2006 Water quality - Guidance standard on the enumeration of phytoplankton using inverted microscopy (Utermohl technique).
- Suomen Standardisoimisliitto SFS ry. 2015. SFS-EN 2015. 16698:2015 Water quality - Guidance on quantitative and qualitative sampling of phytoplankton from inland waters.
- Suomen ympäristökeskus 2013. Vesienhoidonsuunnittelun ohjeistus 2. kaudelle. Voimakkaasti muutettujen ja keinotekkoisten pintavesien tunnistaminen ja tilan arviointi. https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Vesiensuojelu/Vesienhoidon_suunnittelu_ja_yhteistyö/Suunnitteluopas
- Suomen ympäristökeskus 2016. Interkalibroinnin GAP-tarkasteluraportit laatutekijöille jokien kasviplankton, jokien pohjaeläimet, jokien päällykslevät, järvien päällykslevät ja järvien pohjaeläimet. Raportit ladattavissa CIRCA-portaalista osoitteesta (kansiot Intercalibration of new or revised methods > Intercalibration of new or revised methods ja Justification for not using BQE): https://circabc.europa.eu/webdav/CircaBC/env/wfd/Library/working_groups/ecological_status
- Suomen ympäristökeskus 2017. Jokien vedenlaadun aikasarjoja. https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Kartat_ja_tilastot/Vesien_tila/Vedenlaadun_seurannan_tuloksia/Jokien_vedenlaadun_aikasarjoja
- Suomen ympäristökeskus 2018. Patojen estevaikutusten kokonaistilanteen kartoittaminen ja toimintamalleja tarpeettomien patojen purkuun, ExPato-hanke. www.syke.fi/hankkeet/expato
- Suomen ympäristökeskus 2019a. Ekologisen tilan luokitteluindeksien keskitetty laskenta (EKOLAS). Loppuraportti. 20 s. www.syke.fi/hankkeet/ekolas
- Suomen ympäristökeskus 2019b. Vesien biologisten seurantamenetelmien ohjeet. https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien_tila/Pintavesien_tilan_seuranta/Biologisten_seurantamenetelmien_ohjeet
- Suomen ympäristökeskus 2019c. Pintavesien luokittelun lajitaulukot. https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien_tila/Pintavesien_luokittelu/Lajitaulukot
- Suomen ympäristökeskus 2019d. Biologisten muuttujien laskentapohjat. www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien_tila/Pintavesien_tilan_seuranta/Biologisten_seurantamenetelmien_ohjeet/Biologisten_muuttujien_laskentapohjat

- Suomen ympäristökeskus 2019e. Uusia keinoja purojen tilan arviointiin - Freshabit LIFE IP. Tärinäkartta-verkkajulkaisu. <http://syke.maps.arcgis.com/apps/MapSeries/index.html?appid=4ea139a27fc24b0b83c38c8c9b09bfeb>
- Sutela, T., Aroviita, J. & Keto, A. 2013. Assessing ecological status of regulated lakes with littoral macrophyte, macroinvertebrate and fish assemblages. *Ecological Indicators* 24: 185–192. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.06.015>
- Sutela, T., Vehanen, T., Huusko, A. & Mäki-Petäys, A. 2017. Seasonal shift in boreal riverine fish assemblages and associated bias in bioassessment. *Hydrobiologia* 787: 193–203.
- Sutela, T., Vehanen, T. & Rask, M. 2011. Assessment of the ecological status of regulated lakes: stressor-specific metrics from littoral fish assemblages. *Hydrobiologia* 675: 55–64.
- Tammi, J., Rask, M. & Olin, M. 2006. Kalayhteisöt järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. Alustavan luokittelujärjestelmän perusteet. Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kala- ja riistaraportteja nro 383. 68 s. http://www.rktl.fi/www/uploads/pdf/rp383_verkko.pdf
- Tattari S. & Riihimäki J. 2017. Päivitetty ryhmittelyohje 27.11.2017. Pintavesien ryhmittely vesienhoidon kolmannella suunnittelukaudella. Julkaisematon.
- Teixeira, H. & Salas, F. 2016. The use of pressure response relationships between nutrients and biological quality elements as a method for establishing nutrient supporting element boundary values for the Water Framework Directive: Coastal and transitional waters. Report for the EU Commission Joint Research Centre. 87 s.
- Tikkanen, T. 1986. Kasviplanktonopas. Suomen luonnonsuojelun tuki ry. 278 s.
- Tolonen, K. T., Hämäläinen, H. & Vuoristo, H. 2005. Syvänteiden pohjaeläimet järvien ekologisen tilan luokittelussa. Kuopio, Pohjois-Savon ympäristökeskus & Joensuu, Pohjois-Karjalan ympäristökeskus. Alueelliset ympäristöjulkaisut 395. 40 s. <https://www.doria.fi/handle/10024/134417>
- Torn, K., Krause-Jensen, D. & Martin, G. 2006. Present and past depth distribution of bladderwrack (*Fucus vesiculosus*) in the Baltic Sea. *Aquatic Botany* 84: 53–62.
- Vallinkoski, V.-M., Kanninen, A., Leka, J. & Ilvonen, R. 2004. Vesikasvillisuus pienten järvien tilan ilmentäjänä. Ilmakuvatulokintaan ja maastoseurantoihin perustuvat ekologisen tilan mittari. Kuopio, Pohjois-Savon ympäristökeskus & Mikkeli, Etelä-Savon ympäristökeskus. Suomen ympäristö 725. 90 s. <http://hdl.handle.net/10138/40590>
- Vehanen, T. 2012. WFD and river fish: intercalibration results and new insights to field sampling. Nordic Freshwater Fish Group (NOFF) Workshop. Dunkeld, Scotland 23-24.5.2012.
- Vehanen, T., Sutela, T., Jounela, P., Huusko, A. & Mäki-Petäys, A. 2013. Assessing electric fishing sampling effort to estimate stream fish assemblage attributes. *Fisheries Management and Ecology* 20: 10–20.
- Vehanen, T., Sutela, T. & Korhonen, H. 2006. Kalayhteisöt jokien ekologisen tilan seurannassa ja arvioinnissa. Kala- ja riistaraportteja 398. 36 s. <http://urn.fi/URN:ISBN:951-776-547-9>
- Vehanen, T., Sutela, T. & Korhonen, H. 2010. Environmental assessment of boreal rivers using fish data – a contribution to the Water Framework Directive. *Fisheries Management and Ecology* 17: 165–175.
- Wiederholm, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 52: 537–547.
- Wijkmark, N. & Isæus, M. 2010. Wave exposure calculations for the Baltic Sea. AquaBiota Report 2010: 2, AquaBiota Water Research.
- Willby, N. & Birk, S. 2010. IC Guidance Annex V: Definition of comparability criteria for setting class boundaries. Outline of the procedure to compare and harmonise the national classifications of ecological status according to the WFD intercalibration exercise. WG ECOSTAT, 25 p.
- Willén, E. 2007. Växtplankton i sjöar – bedömningsgrunder. Rapport / Sveriges lantbruksuniversitet, Miljöanalys; 2007:6.
- Vuori, K.-M. 1995. Species and population-specific responses of translocated hydropsychid larvae (Trichoptera, Hydropsychidae) to runoff from acid sulphate soils in the River Kyrönjoki, western Finland. *Freshwater Biology* 33: 305–318.
- Vuori, K.-M., Bäck, S., Hellsten, S., Karjalainen, S.-M., Kauppila, P., Lax, H.-G., Lepistö, L., Londeborough, S., Mitikka, S., Niemelä, P., Niemi, J., Perus, J., Pietiläinen, O.-P., Pilke, A., Riihimäki, J., Rissanen, J., Tammi, J., Tolonen, K., Vehanen, T., Vuoristo, H. & Westberg, V. 2006. Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 807. 151 s. <http://hdl.handle.net/10138/40583>
- Vuori K.-M., Mitikka S. & Vuoristo H. (toim.) 2009. Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. Osa I: Vertailuolot ja luokan määrittäminen. Osa II: Ihmistoiminnan ympäristövaikutusten arviointi. Ympäristöhallinnon ohjeita 3/2009. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 120 s. <http://hdl.handle.net/10138/41785>
- Ympäristöhallinto 2012. Pintavesimuodostumien määrittely II suunnittelukaudella 2010 – 2015. Versio 02.2012. 8 s. www.ymparisto.fi/download/noname/%7B8AA34BA7-8325-4D47-BCB0-DFDA09C5C101%7D/74871
- Ympäristöministeriö 2006a. Ympäristöministeriön kirje 17.2.2006, YM3/401/2006. Pintavesien tyypittely. 4s.
- Ympäristöministeriö 2006b. Keinotekoiset ja voimakkaasti muutetut vedet vesienhoitosuunnitelmassa. Suomen ympäristö 8/2006. Ympäristöministeriö. <http://hdl.handle.net/10138/38742>

LIITTEET

Liite I. Vertailupaikat ja niiden valinta

Ansa Pilke

Vertailupaikat valitaan tyypeittäin biologisten laatutekijöiden luokittelujärjestelmän tekemistä ja kehittämistä varten. Niiden antamaa tietoa voidaan tietenkin käyttää hyödyksi myös muissa vesikysymyksissä. Vertailupaikkojen valinta ja niiden ominaisuudet voivat edellyttää uudelleentarkasteluja jo mm. sää- ja vesiolojen muutosten vuoksi.

Vertailupaikat voidaan jaotella kolmeen ryhmään:

- varsinaiset vertailupaikat
- osittaiset vertailupaikat
- muut vertailupaikat

Kaksi ensimmäistä ryhmää tulevat kyseeseen seurannassa. Muut paikat voivat olla esim. paikkoja, joista on olemassa lyhytaikaisten tai historiallisten tutkimusten tuloksia, ja paikkoja, jotka ovat muun kuin seurantatiedon perusteella arvioitavissa vertailupaikan veroisiksi. Tällaisten muiden paikkojen tietoa on esim. käytetty hyväksi menetelmäkehityksessä, mutta niille ei ole ainakaan ilman lisätutkimuksia ole osoitettavissa kelpoisuutta seurannan jatkuvasti käytettäviksi vertailupaikoiksi.

Osittainen vertailupaikka soveltuu vain jollekin tai joillekin biologisille laatutekijöille.

Ajan mittaan vertailupaikka saattaa käydä tarkoitukseensa sopimattomaksi. Vertailupaikat pitäisi tarkistaa ainakin vesienhoidon ominaispiirteiden arvioinnissa, seurannassa ja luokittelussa tai paineiden muuttuessa ja korjata tiedot. Jos paikalla ei enää ole aikaisempia paineita, sen mahdollista soveltuvuutta vertailupaikaksi voi arvioida.

Vertailupaikkojen valintakriteerejä on kehitetty monissa yhteyksissä (mm. Euroopan yhteisö 2003c, Pardo ym. 2011 sekä eri laatutekijäryhmien ja EU:n yhteisen tutkimuskeskuksen JRC:n interkalibrointityössä). Seuraavaan taulukkoon on koostettu kokonaiskäsitys kriteereistä. Varsinaisen vertailupaikan tulisi täyttää käytännössä (lähes) kaikki kriteerit. Osittainen vertailupaikka täyttää asiantuntija-arvion mukaan vertailupaikan ominaisuudet kyseeseen tulevalle laatutekijälle.

Vertailupaikkaa ei tulisi valita biologisten tekijöiden perusteella. Jos vertailupaikka täyttää sille asetetut hydrologis-morfologiset, fysikaalis-kemialliset ja muut kriteerit, mutta biologisten tutkimusten tulokset ovat odottamattomia vertailupaikalle, pitää arvioida ovatko tulokset luontaisen vaihtelun ääri-ilmiöitä vai valintakriteereiden täyttymisestä huolimatta seurausta ihmisen toiminnan vaikutuksista. Jälkimmäisessä tapauksessa paikkaa ei tulisi pitää vertailupaikkana. Kasviplanktonin osalta voidaan todeta, että suurehkoja/suuria Gonyostomum semen -levän biomassoja saat-
taa esiintyä myös luonnonoloissa.

Hertan Seurantapaikat-tietojärjestelmään (VHS Seuranta) tallennetaan tieto vertailupaikasta.

Kuormituksen tai muiden paineiden sijaintia valuma-alueella tarkastellaan. Mikäli kuormitus alittaa valintakriteerit koko valuma-alueella laskettuna, mutta merkittävät paineet tai kuormitus kohdistuvat suoraan paikan läheisimpään valuma-alueeseen, saattaa olla, että paikka ei sovellu vertailupaikaksi. Toisaalta etäällä sijaitseva kuor-

Tekijä	Arvosteluperuste	Numeerisia arvosteluperusteita <i>Huom. Maankäyttötietojen numeeriset rajat perustuvat EU-tasoiin maankäyttötietoihin!</i> ^{1, 2}	Lisähuom.
Morfologiset muutokset, vedenotto, säännöstely	Ei merkittäviä		
Rantavyöhykkeen muuttuneisuus	Ei merkittävää		
Pistekuormitus	Ei merkittävää pistekuormitusta		Kuormituksen sijainti valuma-alueella otettava huomioon. Viemäroidyn asutuksen jätevesien laskukohta paikan valuma-alueen ulkopuolella (alapuolelle tai muuhun vesistöön) voidaan ottaa huomioon. Hulevedet tms. otetaan kuitenkin tarvittaessa huomioon.
Hajakuormitus	Ei merkittävää hajakuormitusta		Kuormituksen sijainti valuma-alueella otettava huomioon
Maatalous	Maatalous – intensiivinen (EU Corine Luokka 2.1, 2.2, 2.4.1, 2.4.2)	< 10 % valuma-alueen pinta-alasta	Kuormituksen sijainti valuma-alueella otettava huomioon
Rakennetut alueet	Rakennetut alueet (EU Corine Luokka 1)	<~ 1 % valuma-alueen pinta-alasta	Kuormituksen sijainti valuma-alueella otettava huomioon
Metsät, kosteikot, vedet	Metsät, vedet (EU Corine Luokat 3.1.1, 3.1.2, 3.1.3, 3.2, 3.3, 4 ja 5)	> ~ 90 % valuma-alueen pinta-alasta	
Asutus	Asukastiheys (ilman kesäasuntoja)	<10 as. neliökilometrillä (voidaan laskea vakinaisten asuntojen määrästä kertomalla 2,5:llä)	Varsinkin pienillä vesillä oleellinen kesäasutus on lisäksi otettava huomioon arvioissa. Viemäroidyn asutuksen jätevesien laskukohta, vrt. edellä
Muita tekijöitä: Laajat avohakkuut, ojitukset, turpeenotto, vieraslajit, biomanipulaatio, kalastus, istutukset, voimakas virkistyskäyttö			Arvioidaan merkitys
Pilaavat aineet	Ei päästöjä (joilla vaikutuksia)		
Synteettiset pilaavat aineet	Ei esiinny (pitoisuudet alle analyysimenetelmien määrittämissä) ³		
Ei-synteettiset pilaavat aineet	Esiintyy vain luontaisella pitoisuustasolla		Esim. raskasmetallit

- 1) EU CORINE Land Cover / Land Use. EU-tasoinen. Käytetään taulukossa esitettyjä rajoja kriteereille. Käytetään CORINE Landcover 2006 -aineiston ns. EU versiota, eli vektoriaineistoa, jossa minimum mapping unit (mmu) on 25 ha. Tämä harmonisoitu aineisto on saatavilla kaikista EU maista, joten tästä aineistosta lasketut tilastot ovat vertailukelpoisia.
- 2) EU CORINE, kansallinen aineisto. Kansallinen aineisto kuvaa maanpeitettä/maankäyttöä 25m*25m pikselikoossa. Aineisto poikkeaa myös luokitukseltaan hieman EU versiosta; heterogeeniset maatalous- ja metsäluokat on pääosin muodostettu yleistysvaiheessa, joten näiden pinta-alat poikkeavat suurestikin eri versioissa. Erityisesti on huomioitava maatalouden heterogeeniset alueet, jotka EU versiossa ovat maatalouspääluokan alla (luokka 2.4.3), mutta alue sisältää myös metsää ja rakennettua. Tätä luokkaa ei ole kansallisessa versiossa.
- 3) Mikäli pitoisuustasoista tarvitaan lisätietoa, pyydetään lähettämään viesti SYKEen luokittelujärjestelmän asiantuntijoille.

mitus ei välttämättä estä valintaa. Viimeksi mainittu tulee kysymykseen mm. suurten valuma-alueiden alaosilla. Poistuneiden paineiden mahdollista jälkivaikutusta ei tule unohtaa, vaikutukset voivat kestää kauan paineiden poistuttua.

Viereisellä sivulla taulukossa on esitetty vertailupaikkojen viitteellisiä valintaperusteita.

Kansallisen CORINE-aineiston perusteella maankäyttöluokkien prosenttiosuudet voivat olla EU-tasoisesta aineistosta poikkeavia. Jos numeeriset kriteerit ylittyvät kansallista CORINE-aineistoa käytettäessä, mutta eivät EU-tasoisesta aineistoa käytettäessä, on tarkistettava aineistojen erojen syyt ja merkitys kyseisessä tapauksessa ja arvioitava tilanne.

Liite 2. Ekologisten laatusuhteiden laskenta ja skaalaus

Jukka Aroviita

Yhteismitalliset ELS-arvot on laskettu 2. ja 3. luokittelukaudella lineaariskaalauksella seuraavien kaavojen avulla. Lineaariskaalaus korvasi 1. luokittelukaudella käytetyn ELS-arvojen pisteyttämisen yhteismitallistamiskeinona Vemu-järjestelmässä.

Skaalauksessa luokittelumuuttujien alkuperäiset arvot muunnetaan yhteismitalliseksi Ekologisten Laatusuhteiden (ELS) arvoiksi vertaamalla muuttuja-arvoja niiden luokkarajoihin ja vertailuarvoihin. Skaalaus tehdään suoraan muuttujan arvoista ilman alkuperäisen ELS-arvon välivaiheen laskemista. Valittava laskentatapa riippuu siitä pienenevätkö vai suurenevatko luokittelumuuttujan arvot ihmistoiminnan seurauksena.

Yhteismitallistetun ELS-asteikon luokkavälit ovat tasaväliset. Tilaluokan huono alaraja skaalataan ELS-arvoon 0; luokkien huono ja välttävä raja ELS-arvoon 0,2; luokkien välttävä ja tyydyttävä raja ELS-arvoon 0,4; luokkien tyydyttävä ja hyvä raja ELS-arvoon 0,6; ja luokkien hyvä ja erinomainen raja ELS-arvoon 0,8. Erona ELSien pisteytykseen lineaariskaalaus säilyttää muuttujien ELS-asteikon jatkuvuuden. Näin ollen lähellä luokkarajoja sijaitsevat havainnot ovat yhtä lähellä luokkarajoja myös yhteismitallistetulla ELS-asteikolla, mikä tarkoittaa tilan arviointia, kun tilaa arvioidaan yli muuttujien ja luokittelutekijöiden niiden keskiarvon perusteella.

Kolmannelle kaudelle näiden erinomaista tilaluokkaa osoittaneiden >1 ELS-arvot muutettiin arvoon yksi (1), jotta tilaluokan erinomainen luokka olisi yhtä "leveä" muiden luokkien kanssa. Tämän avulla kukin laatutekijä ja luokka saavat saman painoarvon, kun luokittelutuloksia yhdistetään laskennallisesti. Lisäksi järvikalojen luokittelussa mahdolliset laskennallisesti huonon luokan alarajaa alhaisemmat (luokkaa huono "huonompi") arvot pakotetaan ELS-arvoon 0.

ELSien yhteismitallistamisessa käytetään arvoja:

Muuttujan luokittelukriteeri	Lyhenne	Arvo yhteismitallistetulla ELS-asteikolla (skaalELS)
Vertailuarvo	VA	1,0
Erinomainen/Hyvä	EHy	0,8
Hyvä/Tyydyttävä	HyT	0,6
Tyydyttävä/Välttävä	TV	0,4
Välttävä/Huono	VHu	0,2
Huonon luokan alaraja	HuAlaraja	0

Seuraavassa on esitetty kaavat skaalattujen ekologisten laatusuhteiden laskemiseksi niiden luokkarajojen ja vertailuarvojen perusteella. Valittava laskentatapa riippuu siitä pienenevätkö (A) vai suurenevatko (B) luokittelumuuttujan arvot ihmistoiminnan seurauksena:

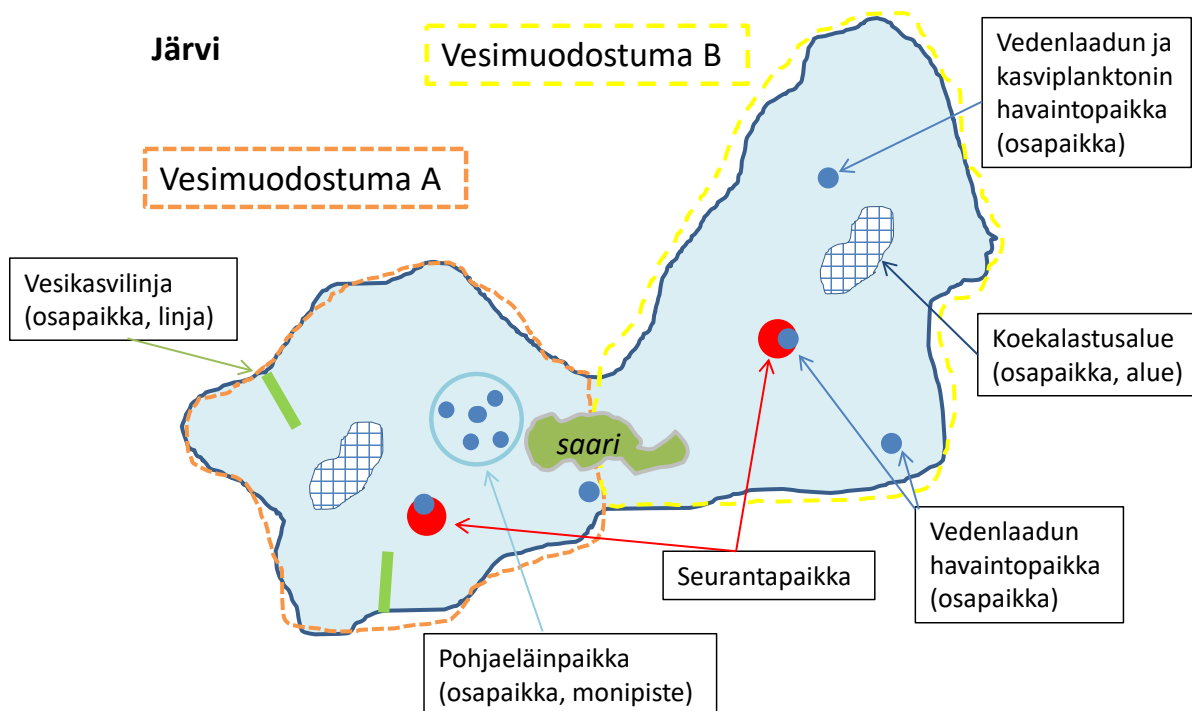
A. Jos HuAlaraja < VA, eli muuttujan arvot pienenevät ihmistoiminnan seurauksena (eli alkuperäinen ELS lasketaan = Muuttujan havaittu arvo / VA), niin skaalattu ELS (skaalELS) lasketaan:	
Jos:	niin:
MuuttujanArvo ≤ HuAlaraja (eli luokkaa Huono "huonompi"),	skaalELS = 0.
VHu ≥ MuuttujanArvo > HuAlaraja (eli luokassa Huono),	skaalELS = (MuuttujanArvo–HuAlaraja) / (VHu–HuAlaraja) * 0,2.
TV ≥ MuuttujanArvo > VHu (eli luokassa Välttävä),	skaalELS = 0,2 + (MuuttujanArvo–VHu) / (TV–VHu) * 0,2.
HyT ≥ MuuttujanArvo > TV (eli luokassa Tyydyttävä),	skaalELS = 0,4 + (MuuttujanArvo–TV) / (HyT–TV) * 0,2.
EHy ≥ MuuttujanArvo > HyT (eli luokassa Hyvä),	skaalELS = 0,6 + (MuuttujanArvo–HyT) / (EHy–HyT) * 0,2.
VA ≥ MuuttujanArvo > EHy (eli luokassa Erinomainen ja muuttujan arvo ≤ VA:n),	skaalELS = 0,8 + (MuuttujanArvo–EHy) / (VA–EHy) * 0,2.
MuuttujanArvo > VA (eli luokassa Erinomainen ja muuttujan arvo > VA:n, eli alkuperäinen ELS olisi >1).	skaalELS = 1.
B. Jos HuAlaraja > VA, eli muuttujan arvot suurenevat ihmistoiminnan seurauksena (eli alkuperäinen ELS lasketaan = VA / Muuttujan havaittu arvo), niin skaalattu ELS (skaalELS) lasketaan:	
Jos:	niin:
MuuttujanArvo ≥ HuAlaraja (eli "huonoa huonompi"),	skaalELS = 0.
VHu ≤ MuuttujanArvo < HuAlaraja (eli luokassa Huono),	skaalELS = (MuuttujanArvo–HuAlaraja) / (VHu–HuAlaraja) * 0,2.
TV ≤ MuuttujanArvo < VHu (eli luokassa Välttävä),	skaalELS = 0,2 + (MuuttujanArvo–VHu) / (TV–VHu) * 0,2.
HyT ≤ MuuttujanArvo < TV (eli luokassa Tyydyttävä),	skaalELS = 0,4 + (MuuttujanArvo–TV) / (HyT–TV) * 0,2.
EHy ≤ MuuttujanArvo < HyT (eli luokassa Hyvä),	skaalELS = 0,6 + (MuuttujanArvo–HyT) / (EHy–HyT) * 0,2.
VA ≤ MuuttujanArvo < EHy (eli luokassa Erinomainen ja muuttujan arvo ≥ VA:n),	skaalELS = 0,8 + (MuuttujanArvo–EHy) / (VA–EHy) * 0,2.
MuuttujanArvo < VA (eli luokassa Erinomainen ja muuttujan arvo < VA:n, eli alkuperäinen ELS olisi >1).	skaalELS = 1.

Sari Mitikka

Seurantapaikan koordinaatit määrätään vesimuodostuman laskennallisen keskipisteen mukaan tai merkitään samoiksi kuin järvisyvänteen tai rannikkoalueen vedenlaadun havaintopaikka (Kuva A). Seurantapaikan tulee olla kuitenkin vesimuodostuman sisällä.

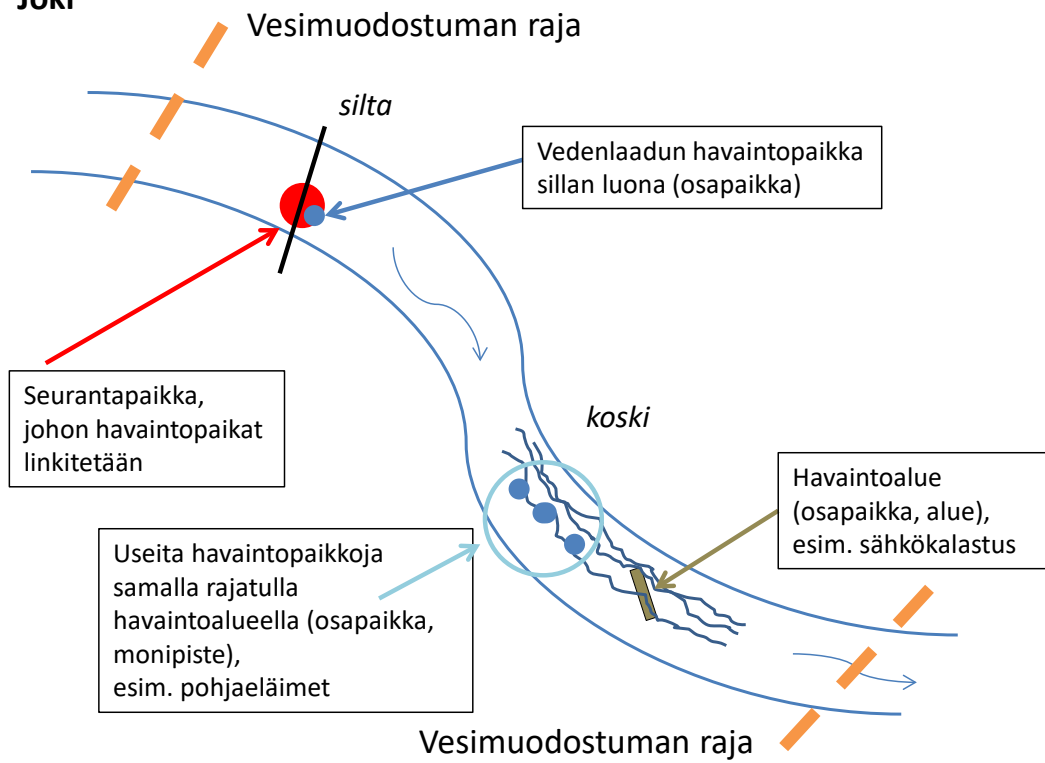
Havaintopaikka on osapaikka, jolla voi olla tietty ominaisuus kuten rajattu alue vesimuodostuman sisällä (esim. koekalastusalue), linja (esim. vesikasvillisuuslinja) tai ne voivat olla tietyn näytteenottokohdan ympäriltä valittuja osanäytteenottoja (esim. pohjaeläinnäytteenotto).

Seurantapaikkoja hallitaan Herttan osiossa Vesienhoidon suunnittelu – Pintavedet – Vesien tilan seuranta – Seurantapaikat.



Kuva A. Seurantapaikka ja laatutekijöiden havaintopaikat järvivesimuodostumassa.

Joki



Kuva B. Seurantapaikka ja laatutekijöiden havaintopaikat jokivesimuodostumassa.

Liite 4. Tyypittely

Liite 4.1. Jokityypit

Jokityyppi	Lyhenne*	Tyypittelytekijöiden viitteelliset raja-arvot	Muita tyypittelyssä huomioitavia tekijöitä
Pienet turvemaiden joet	Pt	valuma-alue <100 km ² , turvemaiden osuus >25 % / luontainen veden väri >90 mg Pt/l	maantieteellinen sijainti, korkeusasema, pienvedet
Pienet kangasmaiden joet	Pk	valuma-alue <100 km ² , turvemaiden osuus <25 % / veden luontainen väri <90 mg Pt/l	maantieteellinen sijainti, korkeusasema, pienvedet
Pienet savimaiden joet	Psa	vesistöalueiden 15–34 joet, valuma-alue <100 km ² , saviaineksella selvä samentava vaikutus vedenlaatuun	muusta kuin savimaista johtuva luontainen runsasravinteisuus, pienvedet
Keskisuuret turvemaiden joet	Kt	valuma-alue 100–1000 km ² , turvemaiden osuus >25 % / luontainen veden väri >90 mg Pt/l	maantieteellinen sijainti, korkeusasema
Keskisuuret kangasmaiden joet	Kk	valuma-alue 100–1000 km ² , turvemaiden osuus < 25 % / luontainen veden väri <90 mg Pt/l	maantieteellinen sijainti, korkeusasema
Keskisuuret savimaiden joet	Ksa	vesistöalueiden 15.–34. joet, valuma-alue 100–1000 km ² , saviaineksella selvä samentava vaikutus vedenlaatuun	muusta kuin savimaista johtuva luontainen runsasravinteisuus
Suuret turvemaiden joet	St	valuma-alue 1000–10000 km ² , turvemaiden osuus >25 % / luontainen veden väri >90 mg Pt/l	maantieteellinen sijainti, korkeusasema
Suuret kangasmaiden joet	Sk	valuma-alue 1000–10000 km ² , turvemaiden osuus < 25 % / luontainen veden väri <90 mg Pt/l	maantieteellinen sijainti, korkeusasema
Suuret savimaiden joet	Ssa	vesistöalueiden 15.–34. joet, valuma-alue 1000–10000 km ² , saviaineksella selvä samentava vaikutus vedenlaatuun	muusta kuin savimaista johtuva luontainen runsasravinteisuus
Erittäin suuret turvemaiden joet	ES _t	valuma-alue > 10000 km ² , turvemaiden osuus >25 % / luontainen veden väri >90 mg Pt/l	maantieteellinen sijainti, korkeusasema
Erittäin suuret kangasmaiden joet	ES _k	valuma-alue > 10 000 km ² , turvemaiden osuus < 25 % / luontainen veden väri <90 mg Pt/l	maantieteellinen sijainti, korkeusasema

* Pohjois-Lapin joet, joiden valuma-alue sijaitsee pääosin männyn metsänrajan pohjoispuolella, poikkeavat ominaisuuksiltaan muun Suomen jokityypeistä. Nämä erotellaan soveltuvimpaan jokityyppiin lisämerkinnällä Pohjois-Lapin joki (PoLa). Nämä alatyypit on lueteltu Liitteessä 4.6.

Liite 4.2. Järvityypit

Järvityyppi	Lyhenne	Tyypittelytekijät	Tyypittelytekijöiden viitteelliset raja-arvot				Menetelytapa
			järven pinta-ala km ²	veden väri mg Pt/l	keskisyvyys m	muu muuttuja	
Suuret vähähumuksiset järvet	SVh	koko, luontainen humuksisuus	> 40	< 30			
Suuret humusjärvet	Sh	koko, luontainen humuksisuus	> 40	30–90			
Keskikokoiset ja pienet vähähumuksiset järvet	Vh	koko, luontainen humuksisuus, keskisyvyys	≤ 40	< 30	≥ 3		
Keskikokoiset humusjärvet	Kh	koko, luontainen humuksisuus, keskisyvyys	5–40	30–90	≥ 3		
Pienet humusjärvet	Ph	koko, luontainen humuksisuus, keskisyvyys	< 5	30–90	≥ 3		
Runsashumuksiset järvet	Rh	luontainen humuksisuus, keskisyvyys		> 90	≥ 3		
Matalat vähähumuksiset järvet	MVh	luontainen humuksisuus, keskisyvyys		< 30	< 3		
Matalat humusjärvet	Mh	luontainen humuksisuus, keskisyvyys		30–90	< 3		
Matalat runsashumuksiset järvet	MRh	luontainen humuksisuus, keskisyvyys		> 90	< 3		
Hyvin lyhytviipymäiset järvet	Lv	viipymä				viipymä	
Pohjois-Lapin järvet	PoLa	sijainti				männyn metsänraja	
Runsasravinteiset järvet	Rr	valuma-alueen luontainen runsasravinteisuus			alustava kartoitus: sameus talvella (>5 FTU)		kokonais-tarkastelu valuma-alueen ja järven tietojen perusteella
Runsaskalkkiset järvet	Rk	valuma-alueen luontainen kalkkipitoisuus			alustava kartoitus: alkaliniteetti >0,4 mmol/l		

Liite 4.3. Rannikkovesityypit

Rannikkove- sityyppi	Lyhenne	Suolai- suus	Syvyys (m) *	Aallokon vaikutus	Veden sekoittu- misolot	Veden viipymä	Pohjan laatu	Jääpeit- teen kes- to (vrk)
Suomenlahden sisäsaaristo	Ss	1,5–5	< 15	suojainen	täysin se- koittunut	viikkoja / kuukausia	sekasedi- mentti	90–150
Suomenlah- den ulkosaa- risto	Su	4–6	15–30	kohtalai- sen avoin / (avoin)	kerrostu- nut kesä- kaudella	päiviä	sekasedi- mentti	90–150
Lounainen sisäsaaristo	Ls	1,5–5	< 15	hyvin suo- jainen	täysin se- koittunut	viikkoja / kuukausia	sekasedi- mentti	(< 90) / 90–150
Lounainen välisaaristo	Lvs	5–6	15–30	suojainen	kerrostu- nut kesä- kaudella	viikkoja / kuukausia	sekasedi- mentti	(< 90) / 90–150
Lounainen ulkosaaristo	Lu	5–7	15–30	kohtalai- sen avoin / (avoin)	kerrostu- nut kesä- kaudella	päiviä	sekasedi- mentti	< 90
Selkämeren sisemmät ran- nikkovedet	Ses	1,5–5	< 15	suojainen / (kohtalai- sen avoin)	täysin se- koittunut	viikkoja / kuukausia	sekase- dimentti, hiekkasora, kivi-kallio	90–150
Selkämeren ulommat ran- nikkovedet	Seu	4–6	15–30	kohtalai- sen avoin / (avoin)	kerrostu- nut kesä- kaudella	päiviä	sekase- dimentti, kivi-kallio	90–150
Merenkurkun sisäsaaristo	Ms	3–4	< 15	suojainen	täysin se- koittunut	viikkoja / kuukausia	sekase- dimentti, hiekkasora, kivi-kallio	> 150
Merenkurkun ulkosaaristo	Mu	3–5	15–30	kohtalai- sen avoin / (suojainen)	kerrostu- nut kesä- kaudella	päiviä	sekase- dimentti, hiekkasora	> 150
Perämeren sisemmät ran- nikkovedet	Ps	0,5–3	< 15	kohtalai- sen avoin	täysin se- koittunut	viikkoja / kuukausia	sekase- dimentti, hiekkasora	> 150
Perämeren ulommat ran- nikkovedet	Pu	2–4	15–30	avoin/ (kohtalai- sen avoin)	kerrostu- nut kesä- kaudella	päiviä	sekase- dimentti, hiekkasora	> 150

(*) Syvyyden pääasiallinen vaihtelu. Ulkosaaristossa esiintyy yksittäisiä, yli 30 metrin syvänteitä.

Liite 4.4. EU:n interkalibroinnin yleiset tyypit

Kansallisten tyyppien vertailu EU:n interkalibroinnissa käytettäviin tyypeihin vuonna 2018 tehdyn EU:n interkalibrintipäätöksen (Euroopan yhteisö 2018) pohjalta.

A. EU:n interkalibroinnin yleiset sisäesityypit

Tyyppi	Lyhenne	IC-tyyppi (parhaiten vastaava) ¹⁾	Huom.
Järvet			
Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet	Vh	L-N2a	Ei aivan sama määritelmä kuin L-N2a, jossa alkaliniteettirajat ja keskisyvyyden yläraja
Pienet humusjärvet	Ph	L-N3a	Ei aivan sama määritelmä kuin L-N3a, jossa alkaliniteettirajat ja keskisyvyyden yläraja
Keskikokoiset humusjärvet	Kh	L-N3a	Ei aivan sama määritelmä kuin L-N3a, jossa alkaliniteettirajat ja keskisyvyyden yläraja
Suuret vähähumuksiset järvet	SVh	L-N2a (L-N2b)	Ei aivan sama määritelmä kuin L-N2a, jossa alkaliniteettirajat ja keskisyvyyden yläraja (L-N2b koskee järviä, joiden keskisyvyys > 15 m. Meillä vähän lukumääräisesti.)
Suuret humusjärvet	Sh	L-N3a	Ei aivan sama määritelmä kuin L-N3a, jossa alkaliniteettirajat ja keskisyvyyden yläraja
Runsashumuksiset järvet	Rh	ei	Runsashumuksisia tyyppisiä ei erillisinä ole N GIG:ssä interkalibroitu. Numeroltaan lähinnä vastaava tyyppi olisi L-N3b, jota ei siis ole käytetty
Matalat vähähumuksiset järvet	MVh	ei	Matalia tyyppisiä ei ole N GIG:ssä interkalibroitu erillisinä
Matalat humusjärvet	Mh	ei	Matalia tyyppisiä ei ole N GIG:ssä interkalibroitu erillisinä
Matalat runsashumuksiset järvet	MRh	ei	Matalia tyyppisiä ei ole N GIG:ssä interkalibroitu erillisinä
Hyvin lyhytviipymäiset järvet	Lv	ei	
Pohjois-Lapin järvet	PoLa	(L-N5 ja L-N6a, (b))	N GIG-tyypeissä mm. erottelu humuspitoisuuden mukaan, jota PoLassa ei ole. 6b ei interkalibroitu
Runsasravinteiset ja runsaskalkkiset järvet	RrRk	ei	Tyyppi käytössä meillä 2007–2009
Runsasravinteiset järvet	Rr	ei	
Runsaskalkkiset järvet	Rk	ei	

1) Yleisiä tyyppisiä on käytetty järvien kasviplanktonille ja jokien eri laatutekijöille. Mm. järvivesikasveilla ja -kaloilla on hieman erilaiset interkalibrintityypit (vrt. taulukko B).

Taulukko jatkuu seuraavalla sivulla

Taulukko jatkuu edelliseltä sivulta

Tyyppi	Lyhenne	IC-tyyppi (parhaiten vastaava) ¹⁾	Huom.
Joet			
Pienet turvemaiden joet	Pt	R-N3	Ei aivan sama määritelmä, mm. alkaliniteetti- ja korkeusaseman rajat
Pienet kangasmaiden joet	Pk	R-N1	Ei aivan sama määritelmä, mm. alkaliniteetti- ja korkeusaseman rajat
Pienet savimaiden joet	Psa	ei	
Keskisuuret turvemaiden joet	Kt	R-N3	Ei aivan sama määritelmä, mm. alkaliniteetti- ja korkeusaseman rajat
Keskisuuret kangasmaiden joet	Kk	R-N4	Ei aivan sama määritelmä, mm. alkaliniteetti- ja korkeusaseman rajat
Keskisuuret savimaiden joet	Ksa	ei	
Suuret turvemaiden joet	St	ei	
Suuret kangasmaiden joet	Sk	ei	
Suuret savimaiden joet	Ssa	ei	
Erittäin suuret turvemaiden joet	ESt	R-L1	
Erittäin suuret kangasmaiden joet	ESk	R-L1	
Pienet turvemaiden joet - PoLa	Pt-PoLa	R-N9	Ei aivan sama määritelmä, mm. alkaliniteetti
Pienet kangasmaiden joet - PoLa	Pk-PoLa	R-N5	Ei aivan sama määritelmä, mm. alkaliniteetti
Keskisuuret turvemaiden joet - PoLa	Kt-PoLa	R-N9	Ei aivan sama määritelmä, mm. alkaliniteetti
Keskisuuret kangasmaiden joet - PoLa	Kk-PoLa	ei	Poikkeaa R-N4:sta ainakin osittain korkeusasemaltaan
Suuret turvemaiden joet - PoLa	St-PoLa	ei	
Suuret kangasmaiden joet - PoLa	Sk-PoLa	ei	
Erittäin suuret kangasmaiden joet - PoLa	ESk-PoLa	R-L1	

1) Yleisiä tyyppejä on käytetty järvien kasviplanktonille ja jokien eri laatutekijöille. Mm. järvesikasveilla ja -kaloilla on hieman erilaiset interkalibrintityypit (vrt. taulukko B).

B. Yleiset tyypit ja lisätyypit sisävesien eri laatutekijöiden interkalibroinnissa

Tyyppi	Lyhenne	Kasvi-plank-ton ¹⁾	Vesi-kasvit ¹⁾	Pääl-lys-levät ¹⁾	Pohja-eläi-met ¹⁾	Kalat ¹⁾
Järvet						
Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet	Vh	L-N2a	L-N-M 101		L-N-BF2	L-N-F1
Pienet humusjärvet	Ph	L-N3a	L-N-M 102		L-N-BF2	L-N-F2
Keskikokoiset humusjärvet	Kh	L-N3a	L-N-M 102		L-N-BF2	L-N-F2
Suuret vähähumuksiset järvet	SVh	L-N2a (L-N2b)	L-N-M 101		L-N-BF2	L-N-F1
Suuret humusjärvet	Sh	L-N3a	L-N-M 102		L-N-BF2	L-N-F2
Runsashumuksiset järvet	Rh					
Matalat vähähumuksiset järvet	MVh		L-N-M 101			
Matalat humusjärvet	Mh		L-N-M 102			
Matalat runsashumuksiset järvet	MRh					
Hyvin lyhytviipymäiset järvet	Lv					
Pohjois-Lapin järvet	PoLa					
Runsasravinteiset ja runsaskalkkiset järvet	RrRk					
Runsasravinteiset järvet	Rr					
Runsaskalkkiset järvet	Rk					
Joet						
Pienet turvemaiden joet	Pt		R-N3	R-N3	R-N3	
Pienet kangasmaiden joet	Pk			R-N1	R-N1	
Pienet savimaiden joet	Psa					
Keskisuuret turvemaiden joet	Kt		R-N3	R-N3	R-N3	
Keskisuuret kangasmaiden joet	Kk			R-N4	R-N4	
Keskisuuret savimaiden joet	Ksa					
Suuret turvemaiden joet	St					
Suuret kangasmaiden joet	Sk					
Suuret savimaiden joet	Ssa					
Erittäin suuret turvemaiden joet	ESSt			R-L1	R-L1	
Erittäin suuret kangasmaiden joet	ESKk			R-L1	R-L1	
Pienet turvemaiden joet - PoLa	Pt-PoLa		R-N9			
Pienet kangasmaiden joet - PoLa	Pk-PoLa			R-N5	R-N5	
Keskisuuret turvemaiden joet - PoLa	Kt-PoLa		R-N9			
Keskisuuret kangasmaiden joet - PoLa	Kk-PoLa					
Suuret turvemaiden joet - PoLa	St-PoLa					
Suuret kangasmaiden joet - PoLa	Sk-PoLa					
Erittäin suuret kangasmaiden joet - PoLa	ESKk-PoLa			R-L1	R-L1	

1) Jokien kalojen ja järvien päällelevien interkalibroinnissa ei ole käytetty EU-tyyppejä vastaavalla tavalla. Jokien kasviplanktonin osalta pohjoismaat eivät ole mukana interkalibroinnissa, joten näille laatutekijöille ei ole EU-tyyppejä taulukossa. Järvi-en kasviplanktonin ja jokien vesikasvien, päällelevien ja pohjaeläinten interkalibroinnissa on käytetty taulukon A yleistyypp-pejä, jotka on esitetty yllä. Erittäin suurille joille on omat tyypit.

C. Suomen, Ruotsin ja Viron yhteiset Itämeren rannikkoalueiden interkalibrointityypit

(Komission Päätös, EU 2018 / 229). Koodit: BC = Baltic coastal, SL = Suomenlahti, SaM = Saaristomeri, SM = Selkämeri, MK = Merenkurkku.

Tyyppi	Pintaveden suolaisuus	Pohjaveden suolaisuus	Aallokon vaikutus	Jääpäivien määrä	Interkalibroini	Muut ominaisuudet
BCI	0,5–6	1–6	avoin	90–150	Suomi ja Ruotsi	MK, SM, SaM, (ks. BC9 kasviplankton)
BC3	3–6	3–6	suojainen	90–150	Suomi ja Viro	SL (vain pohjaeläimet ja makrofytyt)
BC9	3–6	3–6	kohtalaisen avoin tai avoin	90–150	Suomi, Ruotsi ja Viro	Ulommat rannikko-vedet läntisellä SL:lla SaM:illä ja Askön saaristossa (vain kasviplankton)

Liite 4.5. EU:n laajat sisävesien pintavesityypit

Laajat tyypit kehitettiin EEA:ssa ja EU:n yhteisessä toimeenpanostrategiassa, Ecostat-työryhmässä. Ne mahdollistavat EU-tasoisien tilastoinnin, tarkastelun ja yhteenvedon helpottumisen. Tarkastelut voidaan tehdä muutamaa kymmentä laajaa tyyppiä käyttäen verrattuna eri maiden kansallisten tyyppien hyvin suureen lukumäärään ja hankalaan vertailtavuuteen. Laajoja tyyppiejä kehitettäessä tarkasteltiin myös EU:n luontotyyppiejä. Kehitystyössä käytettiin EU:n sisävesien yleisiä interkalibrointityyppejä pohjana (Liite 4.4 A). Rannikkovesien osalta laajojen tyyppien kehitystyö ei ole valmistunut. Laajat tyypit kattavat 87 % EU-maiden jokivesimuodostumista ja 73 % järvesimuodostumista, vaikka läheskään kaikki kansalliset tyypit eivät vastaa mitään laajaa tyyppiä.

A. EU:n laajat jokityypit raportin European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine Waters (2015) pohjalta:

Laajan jokityypin nimi	Laajan tyyppin koodi	Kansallisten tyyppien lkm (EU yhteensä)	Vesimuodostumien lkm (EU)	Osuus vesimuodostumista % (EU)	Suomalaiset tyypit raportin mukaan (parhaiten vastaavat)
Hyvin suuret joet (koko Eurooppa)	1	54	827	1,0 %	ESk, ESk-PoLa, ESt
Alavan maan kvartsipitoiset keskisuuret ja suuret	2	24	1139	1,4 %	Kk
Alavan maan kvartsipitoiset, hyvin pienet ja pienet	3	29	7285	8,8 %	Pk
Alavan maan kalkkipitoiset tai vaihteleva geologia, keskikokoiset - suuret	4	68	2873	3,5 %	
Alavan maan kalkkipitoiset tai vaihteleva geologia, hyvin pienet ja pienet	5	47	14137	17,1 %	
Alavan maan eloperäiset ja kvartsipitoiset	6	18	6193	7,5 %	Kt, Pt
Alavan maan eloperäiset ja kalkkipitoiset tai vaihteleva geologia	7	10	353	0,4 %	
Keskikorkean maan, kvartsipitoiset keskikokoiset ja suuret	8	41	3051	3,7 %	
Keskikorkean maan, kvartsipitoiset, hyvin pienet ja pienet	9	37	8627	10,5 %	
Keskikorkean maan kalkkipitoiset tai vaihteleva geologia, keskikokoiset ja suuret	10	60	1796	2,2 %	Sk-PoLa
Keskikorkean maan kalkkipitoiset tai vaihteleva geologia, hyvin pienet ja pienet	11	48	7663	9,3 %	
Keskikorkean maan eloperäiset ja kvartsipitoiset	12	8	3290	4,0 %	
Keskikorkean maan eloperäiset ja kalkkipitoiset tai vaihteleva geologia	13	6	154	0,2 %	St-PoLa
Yläköalueen (koko Eurooppa), kvartsipitoiset, ml. eloperäiset (humus)	14	16	1525	1,8 %	
Yläköalueen (koko Eurooppa), kalkkipitoiset tai vaihteleva geologia	15	17	2227	2,7 %	
Jäätikköjoet (koko Eurooppa)	16	16	3251	3,9 %	
Välimeren alueen alavan maan keskikokoiset – suuret, koko vuoden virtaavat	17	16	941	1,1 %	
Välimeren alueen keskikorkean maan keskikokoiset – suuret, läpivuotiset	18	13	615	0,7 %	
Välimeren alueen hyvin pienet ja pienet, läpivuotiset	19	21	1942	2,4 %	
Välimeren alueen kausikuivat joet	20	26	3549	4,3 %	
Yhteensä		575	71438	86,6 %	

B. EU:n laajat järviyyypit raportin European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine Waters (2015) pohjalta:

Laajan järviyyypin nimi	Laajan tyyppin koodi	Kansallisten tyyppien lkm (yhteensä EU)	Vesimuodostumien lkm (EU)	Osuus vesimuodostumista % (EU)	Suomalaiset tyytit raportin mukaan (parhaiten vastaavat)
Hyvin suuret järvet, matalat tai syvät / kerrostuvat (koko Eurooppa)	1	6	126	0,7 %	Sh, SVh
Alavan maan kvartsipitoiset	2	34	2059	12,0 %	Vh
Alavan maan kerrostuvat, kalkkipitoiset tai vaihteleva geologia	3	41	1721	10,1 %	
Alavan maan kalkkipitoiset tai vaihteleva geologia, hyvin matalat, eivät kerrostu	4	39	1045	6,1 %	
Alavan maan eloperäiset (humus) ja kvartsipitoiset	5	23	2275	13,3 %	Ph, Kh ¹⁾
Alavan maan eloperäiset (humus) ja kalkkipitoiset tai vaihteleva geologia	6	13	130	0,8 %	
Keskikorkean maan kvartsipitoiset	7	43	2673	15,6 %	
Keskikorkean maan kalkkipitoiset tai vaihteleva geologia	8	27	281	1,6 %	
Keskikorkean maan eloperäiset (humus) ja kvartsipitoiset	9	11	1381	8,1 %	
Keskikorkean maan eloperäiset (humus) ja kalkkipitoiset tai vaihteleva geologia	10	4	24	0,1 %	
Yläkööalueen (koko Eurooppa), kvartsipitoiset ml, eloperäiset (humus)	11	15	539	3,1 %	
Yläkööalueen (koko Eurooppa), kalkkipitoiset tai vaihteleva geologia, ml, eloperäiset (humus)	12	10	48	0,3 %	
Välimeren alueen pienet – suuret, kvartsipitoiset	13	11	129	0,8 %	
Välimeren alueen pienet – suuret, kalkkipitoiset tai vaihteleva geologia	14	13	121	0,7 %	
Välimeren alueen hyvin pienet	15	0	0	0,0 %	
Yhteensä		290	12552	73,3 %	

1) Myös Kh voidaan lukea laajaan järviyyppiin 5, mitä ei raportissa mainita.

Liite 4.6. Tyyppien koodit

Jokityypit	Lyhenne	Numeerinen koodi tietokantoja varten
Pienet turvemaiden joet	Pt	1
Pienet kangasmaiden joet	Pk	2
Pienet savimaiden joet	Psa	3
Keskisuuret turvemaiden joet	Kt	4
Keskisuuret kangasmaiden joet	Kk	5
Keskisuuret savimaiden joet	Ksa	6
Suuret turvemaiden joet	St	7
Suuret kangasmaiden joet	Sk	8
Suuret savimaiden joet	Ssa	9
Erittäin suuret turvemaiden joet	ESk	10
Erittäin suuret kangasmaiden joet	ESk	11
Pienet turvemaiden joet, Pohjois-Lappi	Pt-PoLa	12
Pienet kangasmaiden joet, Pohjois-Lappi	Pk-PoLa	13
Keskisuuret turvemaiden joet, Pohjois-Lappi	Kt-PoLa	14
Keskisuuret kangasmaiden joet, Pohjois-Lappi	Kk-PoLa	15
Suuret turvemaiden joet, Pohjois-Lappi	St-PoLa	16
Suuret kangasmaiden joet, Pohjois-Lappi	Sk-PoLa	17
Erittäin suuret kangasmaiden joet, Pohjois-Lappi	ESk-PoLa	18
Apuryhmä, ei ole uusi tyyppi: Purot Tyyppiä ei voi puroille määrittää. (Voi käyttää puroille, jos tarvitaan)	Pro	20
Tyyppiä ei voi määrittää (POIKKEUS! perusteltava). Osoittaa, että määrittely on tehty ja se voidaan kuvata, vaikka tyyppiä ei ole.	Evm_RW	19

* Pohjois-Lapin joet, joiden valuma-alue sijaitsee pääosin männyn metsänrajan yläpuolella, poikkeavat ominaisuuksiltaan muun Suomen jokityypeistä. Nämä erotellaan soveltuvimpaan jokityyppiin lisämerkinnällä Pohjois-Lapin joki (PoLa).

Järvityyppi	Lyhenne	Numeerinen koodi tietokantoja varten
Pohjois-Lapin järvet	PoLa	1000
Runsasravinteiset järvet	Rr	2001
Runsaskalkkiset järvet	Rk	2002
Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet	Vh	4200
Matalat vähähumuksiset järvet	MVh	4100
Suuret vähähumuksiset järvet	SVh	5200
Pienet humusjärvet	Ph	6200
Matalat humusjärvet	Mh	6100
Keskikokoiset humusjärvet	Kh	7200
Suuret humusjärvet	Sh	8200
Runsashumuksiset järvet	Rh	9200
Matalat runsashumuksiset järvet	MRh	9100
Hyvin lyhytviipymäiset järvet	Lv	9800
Apuryhmä, ei ole uusi tyyppi: Lammet. Tyyppiä ei voi lammelle määrittää. (Voi käyttää pienille lammille)	Lm	9990
Tyyppiä ei voi määrittää (POIKKEUS! esim. merestä erottuneet järvet, perusteltava) Osoittaa, että määrittäminen on tehty ja se voidaan kuvata, vaikka tyyppiä ei ole.	Evm_LW	9999

Rannikkovesityyppi	Lyhenne	Numeerinen koodi tietokantoja varten
Suomenlahden sisäsaaristo	Ss	101
Suomenlahden ulkosaaristo	Su	102
Lounainen sisäsaaristo	Ls	103
Lounainen välisaaristo	Lvs (ennen Lv)	104
Lounainen ulkosaaristo	Lu	105
Selkämeren sisemmät rannikkovedet	Ses	106
Selkämeren ulommat rannikkovedet	Seu	107
Merenkurkun sisäsaaristo	Ms	108
Merenkurkun ulkosaaristo	Mu	109
Perämeren sisemmät rannikkovedet	Ps	110
Perämeren ulommat rannikkovedet	Pu	111
Ahvenanmaan sisäsaaristo, Ålands innerskärgränd ¹⁾	Ali	112
Ahvenanmaan välisaaristo, Ålands mellanskärgränd ¹⁾	Alm	113
Ahvenanmaan ulkosaaristo, Ålands ytterskärgränd ¹⁾	Aly	114

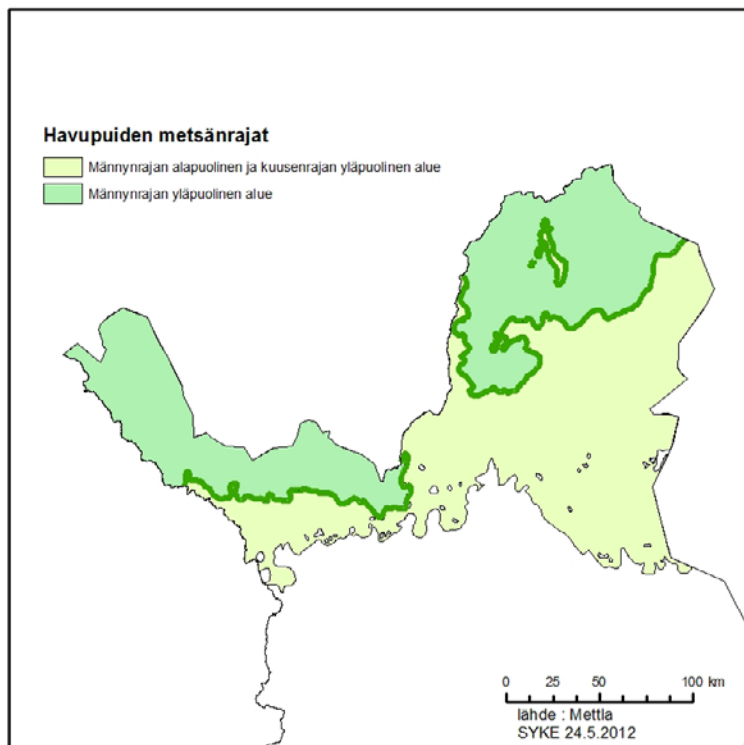
1) Ahvenanmaan tyyppien tekniset koodit on lueteltu tässä taulukossa tietokantakäytön kannalta. Liitteessä 4.3 Ahvenanmaa ei ole mukana, koska Ahvenanmaan tyyppinmäärittäminen tekevät Ahvenanmaan viranomaiset

Liite 4.7. Tyypittelytekijäkohtaisia tietoja

Seuraavassa esitellään eräitä tyyppisiä tai tyypittelytekijöitä koskevia lisätietoja.

Pohjois-Lapin järvet ja joet

Erottamiseen käytetään männyn metsäraja tyypinmäärittyskaavojen mukaisesti. Metsänrajat on esitetty seuraavassa kuvassa (lähde: Havupuiden metsänrajat, Metla ja SYKE 24.5.2012).



Keskisyvyys

Mikäli asiantuntijatarkastelun perusteella 3 metrin keskisyvyyttä syvemmissä järvissä todetaan, että vesi ei avoimuuden tai selän koon takia juuri kerrostu, voidaan keskisyvyysrajasta joustaa.

Regressiota keskisyvyyden ja alimman näytteenottosyvyyden välillä voidaan käyttää avuksi arvioitaessa järvien keskisyvyyttä (Pietiläinen 2002, julkaisematon; ks. Pilke 2012):

$$y = 0,1927 x + 1,4541 \quad (R^2 = 0,6774, n = 821)$$

x = alin näytteenottosyvyys
y = arvioitu keskisyvyys

Pietiläinen on määrittänyt useita yhtälöitä hieman erilaisin lähtötiedoin ja tekijöin. Yllä mainittua on käytetty, kun arvioitiin laajan aineiston keskisyvyydet tyypittelyn ja luokittelun kehittämistyötä tukemaan nimenomaan alinta näytteenottosyvyyttä hyväksi käyttäen.

Pinta-ala

Hyvin suurissa järvissä voidaan erottaa joitakin kapean salmiyhteyden erottamia selkiä, joilla on selkeästi oman valuma-alue tai hydrologiset ominaisuudet. Pienipiirteistä erottelua tulee välttää.

Pieniä järviä voidaan käsitellä seuraavasti, jos tyyppitietoa tai vertailuololoja tarvitaan:

- Noin 10–50 ha:n järvet voidaan määrittää lähinnä vastaavaan suurempikokoiseen tyyppiin
- Alle 10 ha:n lammille ei sinänsä kannata määrittää tyyppiä, vaan antaa niille ns. aputyypin Lammet (Lm) (ks. Liite 4.6).
- Vastaavan suurempikokoisen tyyppin vertailuololoja voi soveltaa ottaen huomioon ekosysteemin eroavaisuus kuten rantavaikutus ja veden sekoittumisolot.

Tätä menettelyä voi käyttää esimerkiksi, jos vedenlaatutietoja ei ole, mutta jostain muusta syystä joudutaan ottamaan pieniä lampia käsittelyyn. Näin saattaisi olla esim. jollain suojelualueella.

Humuspitoisuus

Järven omat ominaisuudet, kuten sen humuspitoisuus, ovat ensisijainen menetelmä silloin, kun se vain soveltuu (esim. nykyinen väri on arvioitavissa luontaiseksi tai luontaisen värin arviointi on muuten mahdollista).

Jokien humuspitoisuudet joudutaan monissa tapauksissa arvioimaan maankäyttötietojen turvamaaosuuden perusteella. Yläpuolisen järven humuspitoisuutta voidaan käyttää apuna.

Järvien humuspitoisuutta voidaan pyrkiä arvioimaan turvamaaosuuden perusteella, jos soveltuvia vedenlaatutietoja ei ole. Silloin voidaan suunta-antavasti käyttää apuna mm. seuraavia tietoja.

Tyyppittelyn kehittämistyössä tehdyssä Mäntyharjun reitin 162 järven tarkastelussa (julkaisemattomat Mäntykoski 2002 ja Pilke 2006) väri vastasi turvemaiden osuutta järven oleellisessa osassa valuma-aluetta suunta-antavasti seuraavasti:

Turvemaa-% (oleellisessa osassa) valuma-aluetta	Veden keskimääräinen väri mg Pt/l pinnassa
alle 6–9	melko todennäköisesti < 30
yli 12–15	väri voi olla > 90

Muilla aineistoilla on saatu joissain tutkimuksissa ja selvityksissä samaa väritasoa vastaamaan suurempia turvemaaprosentteja. Näitä muita selvityksiä on esitelty ohjeessa pintaveden tyyppin määrittämiseksi (Pilke 2007, julkaisematon). Syitä voivat olla eri selvityksien eroissa mm:

- alueelliset erot vesistöjen laadussa ja turvemaiden laadussa
- valuma-alue on lähivaluma-alue/järven oma valuma-alue/3. jakovaiheen alue
- tekniset erot ArcGIS-analyysissä
- vertailuaineiston/muun aineiston käyttö
- tekniset erot väriaineiston käytössä (esim. vuodenaika, vesikerros)
- lisäksi on tarkistettava, että turvemaiden osuus on laskettu valuma-alueen pinta-alasta, ei valuma-alueen maa-alueen pinta-alasta.

Turvamaaosuuden tarkastelussa esim. vesistöaluejaon 3. jakovaiheen alueiden turvemaaosuudet, soveltuvat enintään silloin, kun jakovaiheen valuma-alue vastaa suun-

nilleen järven omaa valuma-aluetta. Vesistön latvoilla sijaitsevilla turvemailla ei ole samaa merkitystä kuin järven lähellä sijaitsevilla, joten suurilla valuma-alueilla analyysi on varsin epäluotettava. Näyttää siltä, että suuremmilla valuma-alueilla saadaan yleensä suurempia turvemaaprocentteja vastaamaan samaa väriä.

Yksinkertaista riippuvuutta veden värin ja turvemaiden osuuden välillä ei välttämättä ole osoitettavissa, joten menettely ei yksittäisen järven osalta tuota useinkaan oikeaa tulosta. Pienissä järvissä luotettavuus on parempi, mutta poikkeuksia esiintyy myös niissä kautta koko skaalan. Valuma-alueena pitäisi käyttää järven omaa valuma-aluetta (tai joissain tapauksissa, esim. suurilla alueilla soveltuvaa osaa siitä).

Merestä erottuneet järvet

Merestä erottuneet kluuvijärvet (glo-järvet, yhteys mereen katkennut), joita ei sisällytetä rannikkovesiin, määritetään soveltuvaan järvityyppiin, mikäli sellainen tyyppi löytyy. Savialueiden vallitessa valuma-alueella kluuvijärvi saattaisi sopia luontaisesti rehevään tyyppiin. Mikäli soveltuvaa tyyppiä ei ole, jätetään tyyppi määrittämättä (Lyhenne Evm) (ks. Liite 4.6). Jos on tarpeen luokitella, sovelletaan lähimpiä vertailuololoja ottaen huomioon erot tyypistä, kuten muita järviä suolaisempi vesi.

Liite 5. HyMo-muuttuneisuuden arviointi pienissä virtavesissä

Kimmo Aronsuu ja Teemu Ulvi

Vesienhoidon ensimmäisellä suunnittelukaudella vesimuodostumakohtainen tarkastelu kohdistui pääasiassa virtavesiin, joiden valuma-alueen pinta-ala oli yli 200 km². Vesienhoidon toisella suunnittelukaudella vesimuodostumakohtaista suunnittelua laajennettiin pienempiin virtavesiin ja valtakunnallisesti ohjeistettiin ottamaan yksittäin käsiteltäväksi vesimuodostumiksi kaikki virtavedet, joiden valuma-alue on yli 100 km². ELY-keskukset rajasivat toisella suunnittelukaudella vesimuodostumiksi kaikkiaan 507 valuma-alueeltaan 100–200 km² jokea. Lisäksi ELY-keskukset nimesivät yksittäin tarkasteltavaksi vesimuodostumiksi erilaisin perustein 721 puroa (valuma-alueen koko 10–100 km²).

Ensimmäisellä suunnittelukaudella kuvattiin menetelmiä vesimuodostumien hydrologisen ja morfologisen muuttuneisuuden määrittämiseen (Hellsten ym. 2005). Tuolloin oli tarkastelussa mukana pääasiassa suuria virtavesiä, joiden muutokset hydrologiassa ja morfologiassa olivat melko pitkälti arvioitavissa tietojärjestelmien, asiakirjojen sekä erilaisten selvitysten ja suunnitelmien pohjalta. Pienet virtavedet (valuma-alue on <200 km²) muodostavat tässä mielessä erilaisen joukon. Osasta pieniäkin virtavesiä on käytössä em. ajantasaista tietoa, mutta yleisesti niiden morfologiaa ja hydrologiaa muuttaneista toimenpiteistä tai esteellisyydestä on vaikea saada yksityiskohtaista, luotettavaa tietoa.

Toisella suunnittelukaudella ei annettu erikseen menetelmiä tai kriteereitä luokitteluun mukaan tulleiden pienten virtavesien hydrologis-morfologisen paineiden arviointiin, vaan ELY-keskukset tekivät arvion ja muuttuneisuuspisteytyksen soveltaen ohjeita, jotka oli tehty suuremmille virtavesille. Mm. tämä aiheutti vaihtelua arvioinneissa. Jotkut ELY-keskukset jättivät luotettavan tiedon puutteessa arvioimatta HyMo-muutoksen kokonaan tai arvioivat sen vain osittain. Toiset ELY-keskukset pyrkivät arvioimaan hydrologis-morfologisen muutoksen kaikki osatekijät, osin karkeana asiantuntija-arviona, tukemaan mm. luokittelua ja toimenpiteiden suunnittelua.

Jotta ELY-keskuksilla olisi hieman paremmat mahdollisuudet arvioida kolmannella kaudella pienten virtavesien hydrologinen ja morfologinen muuttuneisuus eritasoisia menetelmiä käyttäen, koottiin lyhyet kuvaukset olemassa ja kehitteillä olevista menetelmistä pienten virtavesien hydrologis-morfologisen paineiden arviointiin.

A. Uoman morfologinen muuttuneisuus

Pienten virtavesien erityispiirteet

Pienten virtavesien morfologisen muuttuneisuuden syyt ovat osin samat kuin suuremmissa virtavesissä: tulvasuojelu, uittoperkaukset ja vähäisissä määrin myös voimatalouden edistäminen. Pieniä virtavesiä on suurista virtavesistä poiketen muokattu huomattavan paljon myös maa- ja metsätalousmaiden kuivatukseen liittyen, minkä seurauksena niiden morfologinen tila on heikentynyt. Pienissä virtavesissä on yleistä, että myös suvantoalueet on perattu ja/tai aiemmin mutkitteleva uoma on kokonaan tai osittain suoristettu. Myös valuma-alueen maankäyttö, erityisesti ojitus, vaikuttaa pienten virtavesien morfologiseen tilaan mm. lisäämällä uomien liettymistä ja hiekottumista.

Dokumentoitu tieto morfologisista muutoksista

Ajantasaisinta tietoa uoman morfologisesta tilasta saa, jos uomalle on tehty (kalatalous)kunnostussuunnittelua tai tilaselvitystä muussa tarkoituksessa. Näiden avulla voi usein melko luotettavasti arvioida nykyisen morfologisen muuttuneisuuden ainakin kartoitetulta osa-alueelta. Vesioikeudellisen luvan saaneiden perkaushankkeiden ja niissä perattavaksi suunniteltujen jokijaksojen jäljittäminen sekä niiden perusteella uoman morfologisen muutoksen arvioiminen on mahdollista, vaikkakin melko työlästä (ks. Hellsten ym. 2005). Myös peruskuivatus- ja ojitussuunnitelmista voi jäljittää pienten virtavesien morfologiseksi muuttamiseksi suunnitellut työt, mutta tämäkin vaatii aikaa ja tupakkia, ja aina on syytä pyrkiä varmistamaan, onko työt tehty suunnitellulla tavalla.

Silmämääräinen karttatarkastelu suoristetun uoman osuudesta

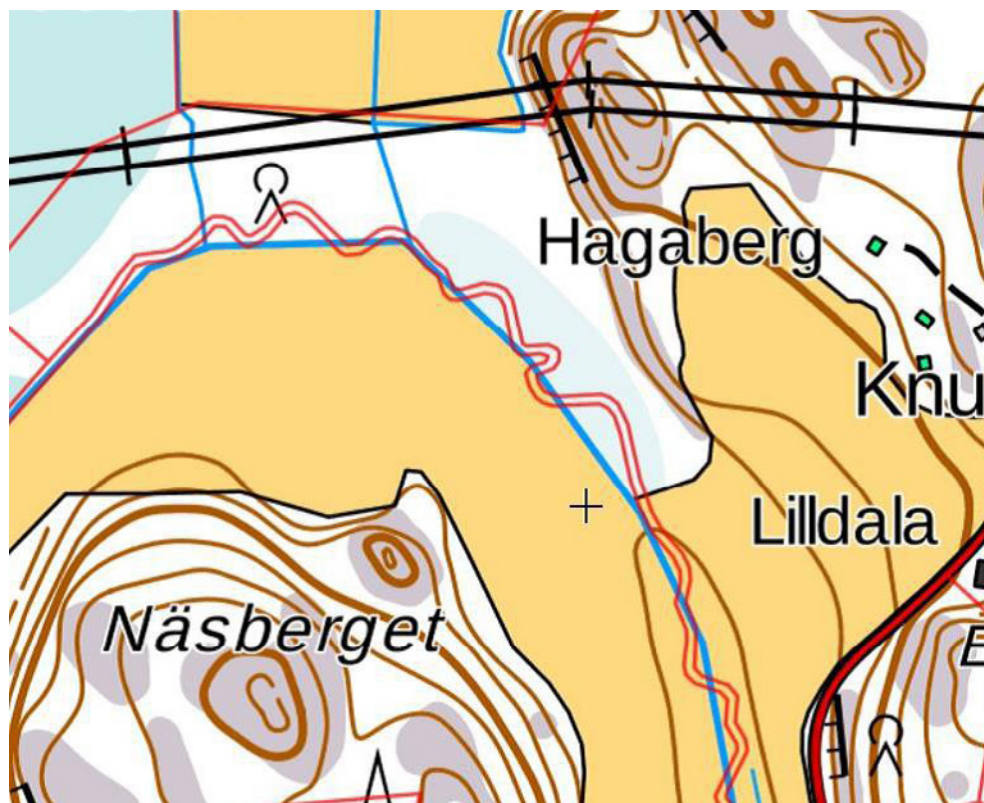
Jos uoman perkauksista tai uoman suoristamisesta ei löydy luotettavaa tietoa arkistoista, vanhojen papereiden pölyttäminen aiheuttaa allergiaa tai siihen ei ole käytettävissä resursseja tai halutaan vahvistaa suunnitelman mukaisen toimenpiteen toteutumisen, on morfologista muuttuneisuutta mahdollista arvioida karkeasti sen perusteella, kuinka suuri osuus uomasta on karttatarkastelun perusteella suoristettu. Tämä menetelmä huomioi vain sen, jos uomaa on silminnähtävästi suoristettu. Uoman alkuperäistä linjausta noudattelevat perkaukset tai lievät suoristukset jäävät pääasiassa huomiotta. Suoristuksissa on menetetty vaihteleva määrä jokipituutta, mikä on lisäpaine pelkkiin perkauksiin verrattuna. Tämäkin jää osin painearviossa huomioimatta.

Käytännössä selvitys on nopea ja simppele. Valitaan Karpalo-karttaohjelmaan virtavesimuodostumat ja arvioidaan alle 200 km² valuma-alueen omaavista virtavesistä silmämääräisesti esim. 10 %:n tarkkuudella, kuinka suuri osa uomasta kulkee melko suoraan ja suunnanmuutokset ovat kulmikkaita eli uomaa on suoristettu.

Maaston korkeuserot vaikuttavat siihen, kuinka mutkainen uoma on luontaisesti. Alueilla, joissa korkeuseroja on paljon, purot ovat yleensä luontaisesti suorempia ilman, että niitä olisi ihminen toiminnallaan suoristanut. Alavilla alueilla, joissa korkeusvaihteluja on vähän, purot mutkittelevat luontaisesti enemmän. Siksi kaltevuus voi olla joissakin maasto-olosuhteissa purojen mutkaisuutta selittävä tekijä. Myös maaperän laatu voi vaikuttaa puron luontaiseen mutkaisuuteen.

Jos uoma on suorahko, ja ei ole varmuutta, johtuuko se perkauksesta vai onko se luontaista, tulkintaa voi helpottaa se, että zoomaa melko lähelle uomaa ja tutkii rantaviivan muotoa ja joen leveyttä. Suoristetut uomat ovat yleensä tasalevyisiä ja rantaviiva on suora; luonnonuomissa ne ovat vaihtelevammat. Myös vanhoja karttoja ja ilmakuvia voi mahdollisuuksien mukaan hyödyntää selventämään joen luontaisesta linjausta ja näin tarkentaa arviota ainakin, jos suoristus on tehty viimeisen 50 v aikana. Lisäksi kiinteistörajat saattavat joissain tapauksessa kulkea alkuperäisen luontaisen uoman mukaisesti (Kuva 1). Neljäs vaihtoehto tarkentaa arviota luontaisesta suoruudesta on laskea uoman kaltevuus PienvesiGIS-mallissa seuraavasti (Häkkilä ym. 2015):

- Valitaan puron geometriatieto. Viiva-aineistoina käytetään Ranta10-aineiston ja maastotietokannan uoma-aineistoa.
- Lasketaan purolle maksimi- ja minimikorkeudet (m), keskimääräinen korkeus (m) ja kaltevuus (%) ArcGISin 3D Analyst -laajennusosan Add Surface Information -työkalulla. Korkeus lasketaan KM2-korkeusmallista.



Kuva 1. Suoritettu uoma ja luontaisen uoman mukaisesti kulkevat kiinteistörajat.

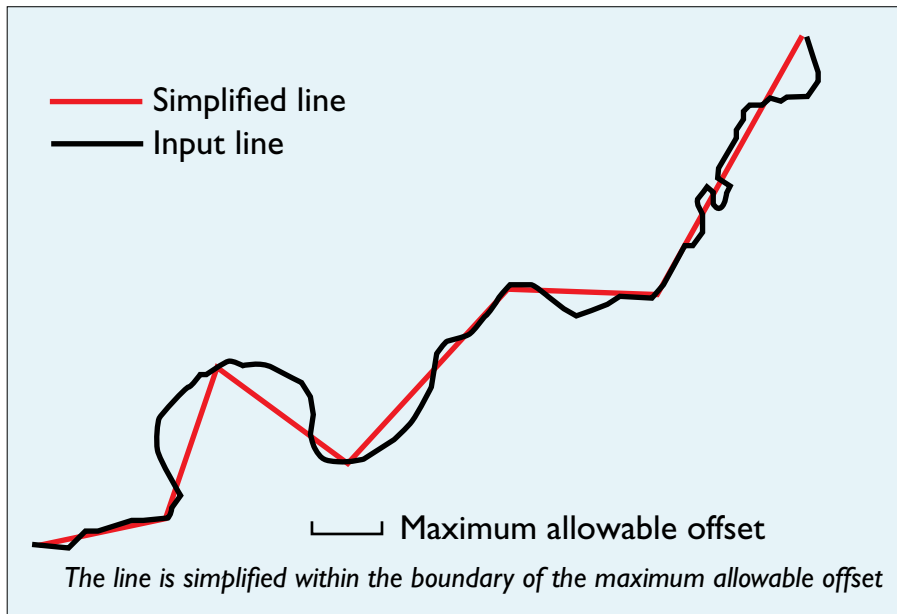
Karttatarkastelumenetelmällä saatu arvio on karkea ja todennäköisesti minimies-timaatti todellisesta morfologisesta muuttuneisuudesta. Kuitenkin se on nopea ja helposti tehtävissä kaikille vesimuodostumille. Yhden ELY-keskuksen vesimuodos-tumaksi nimetyt pienet virtavedet on mahdollista käydä läpi parissa työpäivässä, jos tyytyy luontaisen suoruuden alkuperän arvioinnissa karttatarkasteluun. Kuten muissakin tapauksissa menetelmä kannattaa kirjata VEMEn perusteluosioon. Vesi-muodostumakohtaisesti on syytä kirjata ylös, jos arvion epävarmuus on keskimää-räistä suurempi.

Puron suoruuden arvio paikkatietomenetelmällä

PienvesiGIS-mallissa puroille voidaan laskea mutkaisuutta kuvaava indeksi, jossa alkuperäisestä purouoman geometriatiedosta lasketaan suoristettu uoma, jonka pi-tuutta verrataan alkuperäisen uoman pituuteen (Häkkilä ym. 2015). Laskenta tehdään seuraavasti:

- Valitaan puron geometriatiedot. Aineistoina käytetään Ranta10-aineistoa ja maastotietokannan uoma-aineistoa.
- Lasketaan suoristus viiva-aineistolle (Kuva 2). Alkuperäisestä geometriasta lasketaan yleistyket ArcGIS:n Editing Toolsin Generalize-työkalulla. Yleis-tykselle määritettiin raja-arvo (maximum allowable offset), joka kertoo, kuin-ka kaukana uusi suoristettu viiva voi olla alkuperäisestä viivasta (etäisyys on pienempi kuin määritetty toleranssi). Laskenta on testattu sekä 10 että 50 metrin raja-arvoilla, joista 10 metrin raja-arvo antoi paremman tuloksen.
- Mutkaisuusindeksi lasketaan alla olevalla kaavalla. Siinä verrataan alkupe-räistä puron uoman pituutta suoristetun uoman pituuteen.

$$\text{Mutkaisuus}_{10} = \frac{\text{alkuperäisen uoman pituus, } m}{\text{suoristetun uoman pituus, } m}$$



Kuva 2. Viiva-aineiston suoristuksen periaate.

Indeksi on jatkuva muuttuja, jonka arvo on ≥ 1 . Mitä lähempänä indeksin arvo on lukua yksi, sitä vähemmän eroa on alkuperäisen ja suoristetun viivan välillä, eli sitä suurempi purouoma on. Iijoen keskiosan 436 puron aineistosta mutkaisuusindeksin vaihteluväli oli 1–1,0723. Mutkaisuus_10-indeksin todettiin kuvaavan melko hyvin purouoman fyysistä muuttuneisuutta Iijoen keskiosan inventoitujen purojen aineistossa. Menetelmää voi käyttää apuvälineenä morfologisen muuttuneisuuden arvioinnissa, mutta sitä ei ole kalibroitu vesienhoidon painepisteytyksen raja-arvojen kanssa, eikä voi siten suoraan arvioida morfologista muuttuneisuutta. Huomioitavaa, on että tässäkin menetelmässä tulee arvioida se, onko uoman suoruus mahdollisesti luontaista (ks. edellä). Menetelmää on kehitetty FresHabit -hankkeen osahankkeessa (Suomen ympäristökeskus 2019e).

Uoman liettyneisyys ja hiekottuminen

Morfologisen muuttuneisuuden arvioinnissa ei ole kriteeriä, jossa mainitaan erikseen uoman liettyneisyys (ml. hiekottuminen). Kuitenkin ohjeessa mainitaan osana rakennetun osuuden arviointia vedenalaisten habitaattien laadun heikentyminen. Liettyminen aiheuttaa juuri tätä, ja etenkin pienissä virtavesissä se voi olla merkittävä ekologiseen tilaan vaikuttava tekijä. Uoman liettyneisyys ja sen laajuus selviävät käytännössä vain maastokartoituksen avulla. Riskiä liettyneisyydelle voi arvioida maankäytön (erityisesti ojitus) ja valuma-alueen ominaisuuksien perusteella. Tähän ei ole kuitenkaan ohjeistusta käytettävissä. Jos on tiedossa, että vesimuodostumassa ihmistoiminnasta johtuva liettyneisyys on merkittävä ongelma tai sen olemassa olon riski on ilmeinen, kannattaa tämän paineen merkittävyydestä tehdä asiantuntija-arvio ja lisätä sitä kuvaava pistemäärä (0–4) morfologisen muuttuneisuuden kohtaan (Rakennettu osuus prosentteina rantaviivan tai uoman kokonaispituudesta) ja kuvata haitta lyhyesti perusteluosiossa.

B. Esteellisyys

B1. Vesirakenteet

Mitä pienempi uoma on, sitä hankalampaa on saada luotettavaa, dokumentoitua tietoa vesirakenteista ja niiden aiheuttamasta esteellisyydestä. Vesirakenteiden, etenkin erilaisten patojen, aiheuttaman esteellisyyden määrittäminen on tuttua aikaisemmilta suunnittelukausilta (Hellsten ym. 2005, Suomen ympäristökeskus 2013). Vesistötyöt -tietojärjestelmään (VESTY) on kerätty melko paljon tietoa vesistörakenteista ja niiden esteellisyysvaikutuksesta. Pienissä virtavesissä esteellisyyttä aiheuttavat vesirakenteet ovat usein vanhoja ja niiden nykytilasta, omistussuhteista ja usein olemassa olostakin on vaikea saada varmaa tietoa.

Patokartoitusohanke

MMM:n aloitteesta on vuosina 2018 ja 2019 tarkoitus edistää valtakunnallisesti tietovarannon lisäämistä mm. esteellisyyttä aiheuttavista vesirakenteista (Näpänkangas & Aronsuu 2018). Hankkeen toteutusta suunnitellaan Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksen koordinoimana ja kesällä 2018 tehtiin pilottina kartoitustyötä Etelä-Savon ELY-keskuksessa. Tarkoituksena on, että rakenteista kerätään olennaista tietoa vesilain valvontaa, vesienhoitoa ja kalataloutta varten. Kartoitustilanteessa selvitetään/tarkennetaan padon nykyinen esteellisyysvaikutus ja myös tarpeet kalankulun edistämiseen. Tiedot on tarkoitus tallentaa VESTY-tietojärjestelmään. Tarkastelun ulkopuolelle jätetään valtion vesirakenteet ja puroluokan vesimuodostumat, jollei niillä ole erityistä kalataloudellista merkitystä.

Tämän hetkisen tiedon mukaan kartoitusta edistetään kaikissa ELY-keskuksissa vuodesta 2019 lähtien, mikä vesienhoidonsuunnittelun kannalta on hieman myöhäinen ajankohta, mutta jos ELY-keskuksissa tartutaan asiaan ripeästi, voi kartoituksista saatavaa tietoa hyödyntää vesienhoidon suunnittelussa jo tällä suunnittelukaudella. Jos ELY-keskuksilla on ajatuksena tehdä esim. vesienhoidon tietovarannon lisäämiseksi kartoitusta esteellisyyttä aiheuttavilla padoilla, kannattanee se tehdä siten, että kartoitustietoja voi hyödyntää patokartoitushankkeessa.

EXpato-hanke

SYKE yhteistyötahoineen on Uudellamaalla testannut exPato-hankkeessa (Suomen ympäristökeskus 2018) esteellisyyttä aiheuttavien rakenteiden (vesirakenteet ja tie- rummut) löytämistä paikkatietoaineistoja hyödyntämällä. Tarkastelu perustuu pääasiassa uoman laskennallisiin kaltevuuksiin. Lisäksi on kehitetty patojen esteellisyystietojen keräämistä kansalaishavaintoihin perustuen ArcGIS Online Crowsource Reporter -sovelluksen avulla. Sovellusta testataan yhteistyössä SYKEN exPato- ja Envibase-hankkeiden sekä WWF:n, Valonian ja VIRHOn kanssa.

B2. Tienalitukset

Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksessa on tehty selvitys rumpujen määrästä ja niiden sijainnista hyödyntäen olemassa olevia paikkatietoaineistoja ja esteellisyyskartoituksia (Näpänkangas & Aronsuu 2018). Selvityksessä käytettävät aineistot olivat:

- SYKEN uomaverkosto (ranta10- paikkatietoaineisto),
- eritasoisten teiden verkosto (Digiroad -paikkatietoaineisto),
- Liikenneviraston Suomen rautateiden sillat ja rummut -paikkatietoaineisto,

- Pohjois-Pohjanmaan yleisten teiden sillat ja rummut -paikkatietoaineisto
- Esteet pois -hankkeen tienalitus rakenteiden -paikkatietoaineisto (Metsähallitus 2018).

Lisäksi hyödynnettiin Keski-Suomessa tehtyä tienalitusrakenteiden esteellisyyskartoitusta (Eloranta & Eloranta 2016).

Tarkoituksena oli saada yleiskuva rumpujen aiheuttamasta esteellisyydestä puroissa ja pienissä virtavesissä sekä saada perusta vesimuodostumiksi nimettyjen pienten virtavesien esteellisyyden painearvioon.

Aluksi selvitettiin ArcGIS- Intersect -analyysillä uoma-aineistoa ja Digiroad-aineistoa hyödyntäen uomien ja teiden risteyskohdat. Sen jälkeen arvioitiin todennäköisyyksiin perustuen, kuinka suurella todennäköisyydellä kukin risteyskohta aiheuttaa esteellisyyttä. Lisäksi tehtiin mm. karkea arvio esteellisyyttä aiheuttavien tienalitusten määrästä kaikissa yksittäin tarkasteltavissa vesimuodostumissa ja yli 10 km² valuma-alueen omaavissa virtavesissä.

Vesimuodostumakohtaista painetarkastelua varten tienalitustietokanta muutettiin Shape-tiedostoksi, johon liitettiin myös rautateiden rummut ja sillat. Vesienhoitosuunnittelija voi siirtää tiedot Karpalo -karttaohjelmaan ja karttatarkastelun perusteella arvioida vesimuodostumittain karkeasti ohjeistuksen mukaisella pisteytysasteikolla rumpujen aiheuttaman esteellisyyden rumpujen sijainnin (yläpuolisen uoman osuus koko uomasta) ja yläpuolisen valuma-alueen koon (risteyskohdan värikoodi kartassa) ja todennäköisen esteellisyysvaikutuksen perusteella.

Tienalitusten aiheuttaman esteellisyyspaineen maastokartoitus

Yksittäisen tienalituksen esteellisyysvaikutuksen ja toimenpidetarpeen selvittäminen vaatii aina maastokäynnin. Tienalitusten kartoittaminen maastossa on niiden suuren määrän vuoksi mittava tehtävä eikä sitä voida tehdä kattavasti osana vesienhoidon suunnittelua. Jo tehtyjä tai käynnissä olevien kartoitushankkeiden tuloksia kannattaa tietenkin hyödyntää painearviossa.

Jos vesienhoidon suunnittelun tueksi halutaan tehdä esim. otannalla maastokartoituksia, on maastokartoituksen tueksi käytettävissä valmiita toimintamalleja. Keski-Suomessa käytetyistä kartoitusmenetelmistä on tarkka kuvaus julkaisussa Eloranta & Eloranta (2016) ja Metsähallituksen (2018) Esteet pois -hankkeessa käytetyistä kartoitus- ja kunnostusmenetelmistä on kuvaus hankkeen verkkosivuilla (www.eraluvat.fi/erapalvelut/hankkeet/esteet-pois.html).

C. Maankäytön aiheuttama hydrologinen muuttuneisuus

Mitä pienempi virtaveden valuma-alue on, sitä suurempi suhteellinen vaikutus valuma-alueen maankäytöllä on uoman hydrologiseen tilaan. Toisella suunnittelukaudella jotkut ELY-keskukset huomioivat maankäytön arvioidessaan hydrologista painetta kuvaavaa osatekijää ”Muutos kevään ylivirtaamassa (%) tai kriittisten alivirtaamatilanteiden yleisyys”. Tässä tapauksessa ne sovelsivat suurille säännöstelyille virtavesille ensimmäisellä kaudella laadittua ohjetta, jossa muutoksen aiheuttajaksi katsottiin säännöstely. Suurin osa ELY-keskuksista ei ottanut huomioon maankäyttöä arvioidessaan pienten virtavesien hydrologista muuttuneisuutta.

Rakennetut vedet vesienhoitosuunnittelussa OHKE -hankkeen toimeksiannosta Oulun yliopiston vesi- ja ympäristötekniikan tutkimusryhmä teki vuonna 2018 kirjallisuuteen perustuvan yleisluonteisen selvityksen maankäytön vaikutuksista pienten virtavesien hydrologiseen tilaan (Oulun yliopisto 2018, julkaisematon). Lisäksi se teki

kirjallisuuteen ja asiantuntija-arvioon perustuvan esityksen, kuinka maankäytön aiheuttama hydrologinen muuttuneisuus suhteutetaan olemassa olevan vesienhoidon ohjeiston hydrologista muuttuneisuutta kuvaavaan painepisteytykseen. Tätä selvitystä voidaan hyödyntää pienten uomien hydrologisen muuttuneisuuden arviossa.

Selvityksen soveltaminen vaatii tiedon tarkasteltavan uoman luontaisista ominaisuuksia (valuma-alueen koko, järvisyys jne.) ja karkean arvion valuma-alueen maankäytön laajuudesta. Pääosa tiedoista löytyy VEMALAst. Maankäytön arviossa tulee lisäksi hyödyntää ojitusilmoituksia sekä tarvittaessa mm. metsäkeskuksen tarjoamia metsäkuviotietoja.

Liite 6. Biologisten muuttujien kuvaukset

Liite 6.1. Tyyppiominaisten taksonien lukumäärä, TT

Tyyppiominaisten taksonien lukumäärä, TT (Hämäläinen ym. 2002 ja 2007) on kullekin vesimuodostumatyypille ominaisten taksonien havaittu lukumäärä. Luokittelumuuttujalla kuvataan taksonikoostumusta ja monimuotoisuutta. Muuttuja kuvaa ihmistoiminnan aiheuttamaa lajien paikallista häviämistä. Muuttuja on suora johdannainen maailmalla yleisesti käytetystä havaittujen ja ennustettujen taksonien suhteesta (ns. O/E-taksonisuhde (*Observed/Expected*) RIVPACS-tyyppisessä mallintamisessa, ks. Moss ym. 1987). Suomalaisessa sovelluksessa luokittelumuuttujalle on tyyppille ominaisiksi taksoniksi rajattu sellaiset taksonit, jotka esiintyvät vähintään 40 prosentilla tyyppin vertailupaikoista (Aroviita ym. 2008). Muuttuja ei huomioi lajien runsauksia eikä lajeja, joita ei ole havaittu vertailuaineistossa.

Ekologisen laatusuhteen laskennassa vertailuarvona käytetään luokittelussa käytetyn tyyppin vertailupaikkojen havaintojen keskiarvoa. Arvo on sama kuin tyyppilajien esiintymistodennäköisyyksien summa. Luokittelumuuttujaa käytetään jokien ja järvirantojen päällyslevien ja pohjaeläinten tilan arvioinnissa.

Liite 6.2. Suhteellinen tai prosenttinen mallinkaltaisuus, PMA

Suhteellinen tai prosenttinen mallinkaltaisuus, *Percent Model Affinity*, PMA (Novak & Bode 1992 ja Hämäläinen ym. 2007) kuvaa lajiston koostumusta ja runsaussuhteita suhteessa vertailupaikoilta muodostettuun vertailuyhteisöön. Luokittelumuuttujassa verrataan arvioitavan näytteen lajiston suhteellisia osuuksia vertailuaineistosta laskettuihin lajien keskimääräisiin suhteellisiin osuuksiin. Muuttuja mittaa siis arvioitavan näytteen yhteisön samankaltaisuutta tyyppikohtaisesti määritellyn vertailuyhteisöön. Muuttuja huomio myös lajit, joita ei vertailuaineistossa ole havaittu. PMA kuvaa myös muutoksia, joissa yhteisön lajimäärä kasvaa ympäristön tilan muutoksen seurauksena. Muuttuja lasketaan kaavalla

$$=1-0,5\sum |a_i-b_i|=\sum \min(a_i,b_i)$$

jossa:

a_i = taksonin i suhteellinen osuus (%) vertailuyhteisössä.

b_i = taksonin i osuus arvioitavan kohteen näytteessä.

Ekologisen laatusuhteen laskennassa vertailuarvona käytetään käytetyn tyyppin vertailupaikkojen havaintojen keskiarvoa. Luokittelumuuttujaa käytetään jokien ja järvien päällyslevien, vesikasvillisuuden ja pohjaeläinten tilan arvioinnissa.

Liite 6.3. Jokien kalaindeksi, FIFI

Seuraavassa esitetään jokien kalaindeksin laskennan tarvitsemat tiedot. Laskennassa käytettävät ympäristömuutoksille herkät (intolerantit) kalalajit, kestävät (tolerantit) kalalajit ja särkikalaryhmän lajit ovat:

Herkät lajit	Kestävät lajit	Särkikalaryhmä
Lohi	Ahven	Särki
Taimen	Kiiski	Salakka
Harjus	Kolmipiikki	Seipi
Kivisimppu	Kymmenpiikki	Lahna
Kirjoeväsimppu	Särki	Törö
Nahkiainen	Salakka	Turpa
Pikkunahkiainen	Seipi	Ruutana
Siika	Pasuri	Sorva
	Sorva	Suutari
	Suutari	Pasuri
	Ruutana	Vimpa
		Säyne

Neljän kalaindeksin muuttujan arvo lasketaan seuraavilla tyyppikohtaisilla indeksi-yhtälöillä. Taulukossa on esitetty kertymäfunktion tuloksiin sovitettut yhtälöt kalaindeksin neljän muuttujan arvojen (0-1) laskemiseksi. Lähtöarvojen yksikkönä herkissä ja kestävässä lajeissa on %, särkikalaryhmässä ja 0+ lohien ja taimenten tiheydessä yks./100 m². Osa yhtälöistä saattaa tuottaa ääripäissään niukasti < 0 tai > 1 olevia arvoja, jotka pyöristetään arvoihin 0 tai 1.

Jokityyppi	Indeksimuuttuja	Yhtälö indeksimuuttujan laskemiseksi	Ääripisteissä
Pt ja Kt	Herkät lajit	$y=0,8919x + 0,0943$	0→0
	Kestävät lajit	$y= 0,3846x^2 - 1,086x + 0,6511$	0→1, 1→0
	Särkikalaryhmä	$y=-0,076 \ln(x) + 0,2099$	0→1
	0+ lohet ja taimenet	$y=0,0582 \ln(x) + 0,8407$	0→0
St ja Est	Herkät lajit	$y=-1,012x^2 + 2,3174x - 0,3134$	0→0
	Kestävät lajit	$y=-0,442 \ln(x) - 0,1588$	0→1, 1→0
	Särkikalaryhmä	$y=-0,098 \ln(x) + 0,3541$	0→1
	0+ lohet ja taimenet	$y=0,0318x + 0,8411$	0→0
Pk ja Kk	Herkät lajit	$y=-0,5926 x^2 + 1,5176x - 0,0938$	0→0
	Kestävät lajit	$y=0,3889 x^2 - 1,3776x + 0,8563$	0→1, 1→0
	Särkikalaryhmä	$y=-0,09 \ln(x) + 0,3111$	0→1
	0+ lohet ja taimenet	$y=0,084 \ln(x) + 0,7222$	0→0
Sk ja Sk PoLa	Herkät lajit	$y=-0,442x^2 + 1,5219x - 0,1343$	0→0
	Kestävät lajit	$y=-0,399 \ln(x) - 0,0732$	0→1, 1→0
	Särkikalaryhmä	$y=-0,093 \ln(x) + 0,2579$	0→1
	0+ lohet ja taimenet	$y=0,1359 \ln(x) + 0,5191$	0→0
Psa, Ksa ja Ssa	Herkät lajit	$y=0,3364 \ln(x) + 0,913$	0→0
	Kestävät lajit	$y=-1,1668x + 0,8308$	0→1, 1→0
	Särkikalaryhmä	$y=-0,115 \ln(x) + 0,4715$	0→1
	0+ lohet ja taimenet	$y=0,0632 \ln(x) + 0,7559$	0→0
Esk ja PoLa-muut	Herkät lajit	$y=-0,4558x^2 + 1,5137x - 0,1254$	0→0
	Kestävät lajit	$y=0,4433x^2 - 1,6455x + 0,8388$	0→1, 1→0
	Särkikalaryhmä	$y=-0,098 \ln(x) + 0,4753$	0→1
	0+ lohet ja taimenet	$y=0,1571 \ln(x) + 0,3635$	0→0

Viidennen muuttujan eli kalalajien lukumäärän indeksiarvot määräytyvät seuraavasti:

Kalalajeja	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Indeksiarvo	0,66	0,91	1,00	0,98	0,89	0,76	0,61	0,47	0,35	0,25	0,20	0,15

Liite 6.4. Kasviplanktonin trofiaindeksi, TPI

Kasviplanktonin trofiaindeksi, TPI (*trofiskt planktonindex*) on alun perin Ruotsissa kehitetty muuttuja (Willén 2007 ja Naturvårdsverket 2007), jota on täydennetty suomalaisilla kasviplanktonindikaattoreilla (pisteet -3, -2, -1, 1, 2, 3). Kasviplanktonitaksonien TPI-pisteet esitetään luokittelun ohjeistussivulla (Suomen ympäristökeskus 2019c).

Liite 6.5. Haitalliset sinilevät

Sinilevän suhdeluvun laskennassa käytettävät haitalliset sinilevätaksonit on listattu julkaisussa Vuori ym. 2009 ja luokittelun ohjeistussivulla (Suomen ympäristökeskus 2019c).

Liite 6.6. Tyypilajien suhteellinen osuus kokonaislajistosta, TT50SO

Tyypilajien suhteellista osuutta kokonaislajistosta (TT50SO) käytetään järvien vesikasvillisuuden arvioinnissa. Tyypille ominaisiksi lajeiksi katsotaan sellaiset lajit, joita on vähintään puolella tyypin vertailujärvistä. Tyypilajien suhteellinen osuus lasketaan tyypille ominaisten lajien määrän suhteena järven kokonaislajimäärään. Tyypilajien suhteellista osuutta laskettaessa on tärkeää huomioida, mitkä lajit luetaan kuuluvaksi kokonaislajimäärään: siihen tulisi lukea kuuluvaksi Kuoppalan ym. (2008) esittämän lajiluettelon taksonit (ks. Vuori ym. 2009 ja luokittelun ohjeistussivu (Suomen ympäristökeskus 2019c). Indeksien tyypikohtaisena odotusarvona (vertailuarvona) käytetään tyypilajien suhteellisen osuuden yläkvartiilia vertailujärvissä.

Pelkkä vesikasvien tyypilajien määrä (vrt. esim. koskipohjaeläimet) ei sellaisenaan sovellu järvien vesikasveilla ihmistoiminnan vaikutusten arviointiin, koska tyypille ominaiset vesikasvilajit ovat usein vaatelaisuuden suhteen laaja-alaisia indifferenttejä ja kestävät rehevöitymistä. Järven rehevöitymisen myötä kokonaislajimäärä ensin nousee ja sitten vasta hyvin voimakkaan rehevöitymisen alkaessa laskee. Tyypilajien suhteellinen osuus kuvaa lajiston muuttumista huomioiden tyypille ominaisten lajien (monissa tyypeissä mm. karuja olosuhteita ilmentävien suurten pohjalehtisten) mahdollisen häviämisen lisäksi uusien, usein rehevämpiä olosuhteita ilmentävien lajien ilmaantumisen lajistoon. Tyypilajien suhteellinen osuus kuvaa siten ympäristömuutosta hyvin, lukuun ottamatta pitkälle edennyt rehevöitymiskehitystä. Pitkälle rehevöityneissä järvissä pelkkä tyypilajien määrä voi olla hyvä luokitusta tukeva muuttuja.

Liite 6.7. Referenssi-indeksi, RI

Referenssi-indeksi, RI on järvien vesikasvillisuuden rehevöitymisvaikutusta kuvaava luokittelumuuttuja. Indeksillä on alun perin Saksassa jokien ekologisen tilan arviointiin kehitetty menetelmä (Schaumburg ym. 2004 ja Stelzer ym. 2005). Perusperiaate arvioinnissa on kasvitaksonien jako ravinnekuormituksen sietokyvyn suhteen kestäviin ja herkkiin lajeihin. Menetelmää on käytetty ja muokattu Rebecca-tutkimushankkeessa ja se näyttäisi soveltuvan myös Suomen oloihin (Penning ym. 2008a ja 2008b).

Menetelmä käyttää ainoastaan varsinaisia vesikasveja, jotka tunnetusti ovat herkkiä rehevöitymisen indikaattoreita (ks. Vuori ym. 2009 ja Suomen ympäristökeskus 2019c). Rebecca-hankkeen sovelluksessa lajit on jaettu seuraavasti:

1. Rehevöitymiselle herkät lajit (sensitive species): lajit, jotka suosivat referenssitilaa. Lajit esiintyvät vesistöissä, joiden kokonaisfosforin yläkvartiili on tietyn fosforipitoisuuden alapuolella. Fosforiarvo on määrätty asiantuntija arviona. Suomessa katsottiin rajan olevan 30 µg P/l.
2. Rehevöitymistä sietävät lajit (tolerant species): lajit, jotka ovat harvinaisia referenssijärvissä. Fosforipitoisuuden yläkvartiili on 30 µg P/l yläpuolella ja alakvartiili on alemman fosforirajan (15 µg P/l yläpuolella).
3. Indifferentit lajit (indifferent species): lajit, joiden esiintymisalue on laaja. Fosforipitoisuuden yläkvartiili on ylemmän fosforirajan yläpuolella ja alakvartiili alemman fosforirajan alapuolella.

Fosforirajat eivät siis suinkaan merkitse vedenlaadun suhteen referenssiolosuhteita, vaan ainoastaan kasvilajien suhtautumista rehevöitymispaineeseen. Vesikasvit tunnetusti kestävät melko pitkään voimakastikin rehevöitymistä.

Perusaineistoa käyttäen Suomen makrofyyttilajisto on luokiteltu fosforigradientin mukaan. Lajisto on kuvattu julkaisussa Vuori ym. 2009 ja luokittelun ohjeistussivulla (Suomen ympäristökeskus 2019c).

Makrofyyttien lajikoostumuksen poikkeama (RI) verrattuna luonnontilaiseen referenssialueeseen lasketaan seuraavasti:

$$RI = \frac{N_s - N_T}{N} \times 100$$

jossa:

NS: rehevöitymisherkkien lajien lajimäärä

NT: rehevöitymistä sietävien lajien lajimäärä

N: indifferenttien ja edellä mainittujen lajien lajimäärä

Tuloksena olevan indeksin arvot vaihtelevat +100:sta (vain rehevöitymisherkkiä lajeja) -100:aan (vain rehevöitymistä sietäviä lajeja).

Liite 6.8. Syvännepohjaeläinindeksi, PICM

Järvisyvänteiden pohjaeläimistön tilan arviointia varten kehitettiin 2. luokittelukaudelle uusi syvännepohjaeläinindeksi, *Profundal Invertebrate Community Metric*, PICM (Jyväsjärvi & Hämäläinen 2011 ja Jyväsjärvi ym. 2014), sillä 1. luokittelukaudella sovelletussa Wiederholmin (1980) pohjanlaatuindeksissä (BQI) ilmeni käytännön ongelmia:

- Koska alkuperäinen BQI sisältää ainoastaan seitsemän indeksilajia, jäi huomattava osa syvänteistä (valtakunnallisessa aineistossa 16 %) näiden lajien kokonaan puuttuessa ilman indeksiarvoa. Wiederholmin tulkinnessa indikaattorilajien puuttuminen johtaa indeksin arvoon nolla ilmentäen pahoin heikentynyttä syvänteen tilaa, mutta useimmiten indeksilajien puuttuminen johtuu otoksen heikosta edustavuudesta. Tämän vuoksi indeksilajittomien syvänteiden tilaa ei voitu arvioida BQI:n perusteella.
- BQI-asteikko oli jatkuva ja ELS-asteikko oli muunnettu alkamaan 0:sta vähentämällä alkuperäisestä indeksiarvosta luku 1 (Vuori ym. 2009). Tämä menetely johti usein matalien syvänteiden erheelliseen luokittumiseen todellista heikompaan tilaan, sillä myös luonnontilaisissa tai vähän häiriintyneissä syvänteissä tavataan indeksilajeista usein ainoastaan arvon 1 saavaa *Chironomus plumosus* -surviaissääskeä.

Alkuperäisessä Wiederholmin (1980) kehittämässä BQ-indeksissä on pisteytetty seitsemän surviaissääskilajia (pistearvot 1-5) niiden kuormituksen sietokyvyn perusteella. Rehevyyttä ja alhaista alusveden happipitoisuutta ilmentävät lajit saavat alhaisia ja karuja, kuormittamattomia oloja ilmentävät lajit korkeita pistearvoja taulukon 4 mukaisesti. BQ-indeksi ilmaisee näiden lajien runsauksilla painotetun indikaattoripisteiden keskiarvon. Surviaissääskilajien saamat pistearvot Wiederholmin (1980) BQI:ssä ovat:

Laji	Pistearvo
<i>Heterotrissocladius subpilosus</i>	5
<i>Micropsectra</i> spp.	4
<i>Paracladopelma</i> spp.	4
<i>Sergentia coracina</i>	3
<i>Stictochironomus rosenschoeldi</i>	3
<i>Chironomus anthracinus</i>	2
<i>C. plumosus</i>	1

BQI:in liittyvät ongelmat on pyritty korjaamaan PICM-indeksin avulla. PICM huomioi surviaissääskien ohella myös muut taksonomiset ryhmät ja siten mittaa koko syvännepohjaeläimistön rakennetta toisin kuin BQI. PICM perustuu BQI:n tavoin lajien runsauksilla painotettuun indikaattoripistearvojen keskiarvoon. PICM:ssä lajien indikaattoripistearvot on arvioitu vastaamaan alkuperäistä BQI-asteikkoa monimuuttuja-analyysin avulla. Sijaintia tässä yhteisöavaruudessa on sovellettu BQI-asteikkoa vastaavien PICM:n indikaattoriarvojen arvioinnissa kaikille pohjaeläinlajeille.

PICM on alkuperäistä BQI:tä soveliaampi järvien arviointiin. Se voidaan laskea lähes kaikille järvisyvänteille ja sen vertailuarvojen mallinnettavuus on alkuperäistä BQ-indeksiä parempi. Indeksien ELSien vertailuolovaihtelu on alkuperäiseen BQ-indeksiin verrattuna lähes yhtä vähäistä, sen kyky erotella vertailujärvet kuormitetuista parempi ja vaste ravinnekuormitukseen lähes yhtä voimakas kuin BQI:llä. PICM:n

voidaan olettaa ilmentävän BQ-indeksiä paremmin myös humusainekuormituksen aiheuttamia muutoksia pohjaeläinyhteisössä, sillä se huomioi veden tummumisesta ja alusveden liettymisestä ja hapettomuudesta hyötyvän sulkasääsken toukan (*Chaoborus flavicans*) runsauden syvännepohjaeläinnäytteissä.

PICM lasketaan 46 yleisimmän pohjaeläintaksonin havaitun tiheyden perusteella jotka on kuvattu julkaisussa Aroviita ym. 2012 ja luokittelun ohjeistussivulla (Suomen ympäristökeskus 2019c). Indeksistä on poistettu runsaslukuiset ja useita eri lajeja sisältävät taksonit (*Hydracarina* (vesipunkit), *Ceratopogonidae* (poltiaissääsket), *Potamothenrix hammoniensis/Tubifex tubifex* -harvasukasmadot, *Procladius spp.* ja *Tanytarsus spp.* -surviaissääsket sekä *Pisidium spp.* -hernesimpukat), sillä ne heikensivät vertailu- ja kuormitettujen paikkojen erottelukykä. Paikat, joista ei tavata yhtään indeksilajia tai joissa eläimistö koostuu yksinomaan kuormitetuille järville tyypillisestä *Propiloscerus jacuticus* -surviaissääskentoukasta, saavat PICM -arvon nolla (tilaluokka huono).

PICM lasketaan käyttäen 10-kantaisella logaritmillä muunnettuja yksilötiheyksiä (yks./m²):

$$\text{PICM} = \frac{\sum_{(i=0)}^{46} \text{lajin indikaattoripistearvo} \times \log_{10} (\text{lajin yksilötiheys [yks./m}^2\text{]})}{(\sum \log_{10} (\text{lajin yksilötiheys [yks./m}^2\text{]})}$$

Järvisyvänteiden pohjaeläinyhteisöjen koostumus on voimakkaasti sidoksissa järven syvyyteen, eikä pelkkä järven pinta-alaan ja luontaiseen humoosisuuteen perustuva tyypittely riitä kattamaan syvyyssvaihtelusta johtuvaa pohjaeläinyhteisöjen vaihtelua. Tämän vuoksi PICM-indeksin vertailuarvot mallinnetaan syvännepaikkakohtaisesti. Käytössä on kaksi vaihtoehtoista regressiomallia:

Mikäli vesimuodostumalle on arvioitu keskisyvyys, käytetään mallia 1:

$$\text{PICM}_{\text{VERTAILUARVO}} = 0,935 + 0,099 \times \text{keskisyvyys} + 0,292 \times \sqrt{\text{näytesyvyys}} - 0,576 \times \log_{10}(\text{väriarvo})$$

Keskisyvyystiedon puuttuessa käytetään mallia 2:

$$\text{PICM}_{\text{VERTAILUARVO}} = 1,001 + 0,459 \times \sqrt{\text{näytesyvyys}} - 0,699 \times \log_{10}(\text{väriarvo})$$

Malleissa väriarvona tulee käyttää arviota vesimuodostuman päällysveden luontaisesta veden väristä. Arvio voi olla tarkan tiedon puuttuessa karkeakin, esimerkiksi 30, 60 tai 90 mg/l. Tämän tiedon puuttuessa käytetään tämän hetkistä väriarvoa. Kolmannen kauden luokittelussa hyödynnettiin tyypittelytyössä arvioituja luontaisia väriarvoja ja arvioiden puuttuessa käytettiin tyypin luontaisen väri vaihtelun keskilukua.

Liite 6.9. Rannikkovesien pohjaeläinindeksi, BBI

Rannikon pohjaeläinindeksin (BBI) laskemiseen tarvittavat tiedot ovat: H' = Shannon-Wiener (log2-muunnos) monimuotoisuusindeksi; BQI_{max} = korkein laskettu tyyppi- ja syvyysvyöhykekohtainen BQI-arvo; BBI_{ref} = tyyppi- ja syvyysvyöhykekohtainen BBI-referenssiarvo.

Tyyppi	Syvyys	H' Max	BQI Max	BBI Ref
Ss Suomenlahden sisäsaaristo	0-10m 10+m	2.60 2.58	8.06 11,15	0.63 0.60
Su Suomenlahden ulkosaaristo	0-10m 10+m	2.69 2.57	9.69 13.90	0.85 0.61
Ls Lounainen sisäsaaristo	0-10m 10+m	2.86 2.92	10.02 11.49	0.65 0.59
Lv Lounainen välisaaristo	0-10m 10+m	3.15 2.55	10.35 14.54	0.75 0.60
Lu Lounainen ulkosaaristo	0-10m 10+m	3.23 2.90	8.65 15.46	0.83 0.68
Ses Selkämeren sisemmät rannikkovedet	0-10m 10+m	3.01 2.35	11.75 5.60	0.55 0.75
Seu Selkämeren ulommat rannikkovedet	0-10m 10+m	2.51 2.58	9.28 11.20	0.76 0.66
Ms Merenkurkun sisäsaaristo	0-10m 10+m	2.96 2.02	10.96 6.76	0.68 0.89
Mu Merenkurkun ulkosaaristo	0-10m 10+m	2.67 2.93	12.14 14.68	0.76 0.64
Ps Perämeren sisemmät rannikkovedet	0-10m 10+m	2.52 1.66	11.87 8.86	0.62 0.61
Pu Perämeren ulommat rannikkovedet	0-10m 10+m	2.34 2.35	8.66 8.85	0.55 0.57

BBI-indeksin laskentakaava on seuraavanlainen:

$$BBI = \frac{\left[\left(\frac{BQI}{BQI_{max}} \right) + \left(\frac{H'}{H'_{max}} \right) \right]}{2} * \frac{\left[\left(1 - \frac{1}{AB_{tot}} \right) + \left(1 - \frac{1}{S} \right) \right]}{2}$$

jossa:

BQI = Benthic Quality Index (Rosenberg ym. 2004)

BQI_{max} = tyypeittäin ja syvyysluokittain korkein BQI-arvo

(ks. Vuori ym. 2009, taulukko 6. max-arvot)

H' = Shannon-Wienerin indeksi (Shannon & Weaver 1949). $H' = -\sum(\pi_i \cdot \log(\pi_i))$,
missä π_i = lajin suhteellinen osuus kokonaistiheydestä (ind/m²)

Lajien suhteellisille osuuksille tehtiin log2-muunnos

H'_{max} = tyypeittäin ja syvyysluokittain korkein H' -arvo

(ks. Vuori ym. 2009, taulukko 6. max-arvot)

AB_{tot} = Näytteenottokerran kokonaistiheys (ind/m²)

S = Näytteenottokerran laji- tai taksonimäärä

Yllä olevassa kaavassa esiintyvä BQI-indeksi (Rosenberg ym. 2004) on osa BBI-indeksin kaavasta:

$$BQI = \left(\sum_{i=1}^n \left(\frac{A_i}{\text{tot}A} \times ES50_{0.05i} \right) \right) \times 10 \log (S + 1)$$

jossa:

A_i = lajin tiheys (ind/m²)

ES50 = Lajin tai taksonin herkkyys/sietokykyarvo (1,5,10 tai 15)

totA = Kaikkien lajien kokonaisyksilömäärä (ind/m²) näytteenottokerralla

S = Taksonien määrä havaintopaikalla tai näytteenottokerralla.

Rannikon pohjaeläinlajien herkkyysarvot ovat julkaisussa Vuori ym. 2009 ja luokitelun ohjeistussivulla (Suomen ympäristökeskus 2019c).

Liite 7. Jokien ekologisen luokituksen vertailuarvot ja luokkarajat

Liite 7.1. Päälyslävät

Jokien ekologisen tilan luokittelussa käytettävät päälyslävästön tyyppikohtaiset vertailuarvot (VA) ja luokkarajat Pohjois- (P) ja Etelä-Suomessa (E) kahdella muuttujalla [tyyppiominaisten taksonien esiintyminen (TT), prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA)]. E = Vuoksen, Kymen, Siikajoen ja Lumijoen vesistöalueet sekä niitä eteläisemmät valuma-alueet. H = hyvin pienet joet (< 10 km²), joille on muodostettu erillinen luokittelukriteeristö. Jos vertailupaikkoja on vähemmän kuin viisi, voidaan tyyppilajeja pitää alustavina. Pohjois-Lapin jokien tyypeissä Pk (H) ja Kk PMA:ta ei käytetä vertailupaikkojen vähyyden vuoksi. Luokan huono alaraja on molemmilla muuttujilla 0. N = vertailupaikkojen lukumäärä. Valtaosa TT:n luokkarajoista (lihavoitui) ja kaikki PMA:n luokkarajat on päivitetty vesienhoidon 3. kaudelle. Muutokset 2. kauden luokkarajoihin ovat pieniä.

Tyyppi	Alue	N*	Tyyppiominaisten taksonien esiintyminen (TT)					Prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA)				
			VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu
Pk (H)	P	15	19.7	17.5	13.1	8.8	4.4	0.374	0.327	0.245	0.163	0.082
Pt (H)	P	15	19.7	17.5	13.1	8.8	4.4	0.374	0.327	0.245	0.163	0.082
Pk	P	53	18.1	15.0	11.3	7.5	3.8	0.379	0.330	0.248	0.165	0.083
Pk	E	20	19.9	14.8	11.1	7.4	3.7	0.418	0.354	0.265	0.177	0.088
Pt	P	53	18.1	15.0	11.3	7.5	3.8	0.379	0.330	0.248	0.165	0.083
Pt	E	20	19.9	14.8	11.1	7.4	3.7	0.418	0.354	0.265	0.177	0.088
Psa		20	19.9	14.8	11.1	7.4	3.7	0.418	0.354	0.265	0.177	0.088
Kk	P	33	15.2	13.0	9.8	6.5	3.3	0.448	0.344	0.258	0.172	0.086
Kk	E	33	15.6	13.0	9.8	6.5	3.3	0.396	0.316	0.237	0.158	0.079
Kt	P	33	15.2	13.0	9.8	6.5	3.3	0.448	0.344	0.258	0.172	0.086
Kt	E	33	15.6	13.0	9.8	6.5	3.3	0.396	0.316	0.237	0.158	0.079
Ksa		33	15.6	13.0	9.8	6.5	3.3	0.396	0.316	0.237	0.158	0.079
Sk ja ESk	P	46	22.4	17.5	13.1	8.8	4.4	0.562	0.508	0.381	0.254	0.127
Sk ja ESk	E	8	24.8	19.0	14.3	9.5	4.8	0.514	0.447	0.335	0.224	0.112
St ja ESt	P	46	22.4	17.5	13.1	8.8	4.4	0.562	0.508	0.381	0.254	0.127
St ja ESt	E	8	24.8	19.0	14.3	9.5	4.8	0.514	0.447	0.335	0.224	0.112
Ssa		8	24.8	19.0	14.3	9.5	4.8	0.514	0.447	0.335	0.224	0.112
Pk-PoLa (H)		6	17.2	16.5	12.4	8.3	4.1	ei käytetä				
Pk-PoLa		11	17.4	15.5	11.6	7.8	3.9	0.623	0.612	0.459	0.306	0.153
Kk-PoLa		3	18.3	17.0	12.8	8.5	4.3	ei käytetä				
Sk-PoLa ja ESk-PoLa		12	27.9	26.3	19.7	13.1	6.6	0.676	0.627	0.47	0.313	0.157

*) Lukumäärät ovat vertailuolujen muodostamisessa käytettyjen turve- ja kangasmaajokien paikkojen yhteenlaskettuja lukumääriä.

Liite 7.2. Pohjaeläimet

Jokien pohjaeläimistön tilan tyyppikohtaiset vertailuarvot (VA) ja luokkarajat (E/Hy, Hy/T, T/V, V/Hu) Pohjois- (P) ja Etelä-Suomessa (E) kolmella muuttujalla (tyyppi-
minaisten taksonien esiintyminen (TT), tyyppi-
minaisten EPT-heimojen esiintyminen (EPTh) ja prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA)). Etelä-Suomeen kuuluvat Oulujoen
vesistöalue ja sitä eteläisemmät valuma-alueet. H = hyvin pienet joet (< 10 km²), joille
on muodostettu erillinen luokittelukriteeristö. Muuttujien arvot ovat indeksiarvoja
ja luokan huono alaraja on kaikilla muuttujilla 0. N = vertailupaikkojen lukumäärä.
Rajat ovat samat kuin vesienhoidon 2. kaudella.

			Tyyppi- minaisten taksonien esiintyminen (TT)					Tyyppi- minaisten EPT-heimojen esiintyminen (EPTh)					Prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA)				
Tyyppi	Alue	N	VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu
Pk (H)	P	41	11,9	10,0	7,5	5,0	2,5	7,3	7,0	5,3	3,5	1,8	0,406	0,324	0,243	0,162	0,081
Pk (H)	E	12	11,6	8,7	6,6	4,4	2,2	6,0	5,0	3,8	2,5	1,3	0,418	0,411	0,308	0,205	0,103
Pt (H)	P	14	11,1	9,3	6,9	4,6	2,3	7,2	6,2	4,7	3,1	1,6	0,437	0,336	0,252	0,168	0,084
Pt (H)	E	14	9,1	7,0	5,3	3,5	1,8	7,0	6,0	4,5	3,0	1,5	0,471	0,395	0,296	0,197	0,099
Psa (H)		14*	9,6	8,3	6,2	4,1	2,1	5,9	5,0	3,8	2,5	1,3	0,432	0,398	0,299	0,199	0,100
Pk	P	49	18,3	16,0	12,0	8,0	4,0	11,9	10,0	7,5	5,0	2,5	0,461	0,394	0,296	0,197	0,099
Pk	E	12	19,1	16,3	12,2	8,1	4,1	9,2	8,5	6,4	4,3	2,1	0,497	0,464	0,348	0,232	0,116
Pt	P	25	16,4	13,0	9,8	6,5	3,3	10,5	8,0	6,0	4,0	2,0	0,442	0,374	0,281	0,187	0,094
Pt	E	35	14,3	12,0	9,0	6,0	3,0	9,5	8,0	6,0	4,0	2,0	0,429	0,366	0,274	0,183	0,091
Psa		35*	17,7	15,0	11,3	7,5	3,8	9,6	8,0	6,0	4,0	2,0	0,423	0,379	0,284	0,190	0,095
Kk	P	10	25,9	23,3	17,4	11,6	5,8	14,2	13,3	9,9	6,6	3,3	0,507	0,492	0,369	0,246	0,123
Kk	E	17	20,8	19,0	14,3	9,5	4,8	10,6	9,0	6,7	4,5	2,2	0,495	0,434	0,325	0,217	0,108
Kt	P	14	26,6	22,8	17,1	11,4	5,7	15,5	13,5	10,1	6,8	3,4	0,506	0,412	0,309	0,206	0,103
Kt	E	33	21,3	18,0	13,5	9,0	4,5	13,1	12,0	9,0	6,0	3,0	0,424	0,382	0,286	0,191	0,095
Ksa		40*	21,8	19,0	14,3	9,5	4,8	12,6	11,0	8,3	5,5	2,8	0,428	0,373	0,280	0,187	0,093
Sk ja ESk	P	11	18,3	14,5	10,9	7,3	3,6	12,0	9,0	6,8	4,5	2,3	0,400	0,316	0,237	0,158	0,079
Sk ja ESk	E	9	22,4	21,0	15,8	10,5	5,2	13,3	12,0	9,0	6,0	3,0	0,549	0,480	0,360	0,240	0,120
St ja ESt	P	15	31,7	27,5	20,6	13,8	6,9	16,7	16,0	12,0	8,0	4,0	0,548	0,521	0,391	0,260	0,130
St ja ESt	E	7	26,4	24,5	18,4	12,3	6,1	14,1	13,0	9,7	6,5	3,2	0,448	0,407	0,305	0,203	0,102
Ssa		14*	23,9	22,0	16,5	11,0	5,5	13,7	12,0	9,0	6,0	3,0	0,462	0,352	0,264	0,176	0,088
Pk- PoLa (H)		9	11,2	9,5	7,1	4,8	2,4	6,7	5,5	4,1	2,8	1,4	0,554	0,508	0,381	0,254	0,127
Pk- PoLa		17	12,7	12,0	9,0	6,0	3,0	8,1	8,0	6,0	4,0	2,0	0,622	0,560	0,420	0,280	0,140
Kk- PoLa		11	15,6	14,5	10,9	7,2	3,6	11,3	10,0	7,5	5,0	2,5	0,504	0,447	0,335	0,223	0,112
Sk- PoLa ja ESk- PoLa		8	18,4	17,8	13,3	8,9	4,4	12,4	11,8	8,8	5,9	2,9	0,474	0,426	0,319	0,213	0,106

*) Savisameiden jokien vertailuolujen muodostamisessa käytettyjen eteläisten (Vuoksen, Kymijoen ja Pyhäjoen valuma-alueet sekä niitä eteläisemmät valuma-alueet) turve- ja kangasmaajokien vertailupaikkojen lukumäärä.

Liite 7.3. Kalat

Jokikalaindeksin (FiFI) vertailuarvot (VA) ja luokkarajat. FiFI:n yksikkö on indeksiarvo.

Tyyppi	VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	HuAlar
Pt*	0,71	0,69	0,52	0,34	0,17	0
Pk	0,78	0,71	0,53	0,35	0,18	0
Psa	0,72	0,66	0,49	0,33	0,17	0
Kt*	0,84	0,72	0,54	0,36	0,18	0
Kk	0,75	0,71	0,53	0,35	0,18	0
Ksa	0,76	0,75	0,56	0,37	0,18	0
St	0,68	0,65	0,49	0,33	0,16	0
Sk	0,72	0,62	0,47	0,31	0,16	0
Ssa	0,76	0,75	0,56	0,37	0,18	0
ESst	0,68	0,65	0,49	0,33	0,16	0
ESk	0,72	0,62	0,47	0,31	0,16	0
Pk-PoLa	0,78	0,71	0,53	0,35	0,18	0
Kt-PoLa	0,84	0,75	0,56	0,37	0,18	0
Kk-PoLa	0,75	0,71	0,53	0,35	0,18	0
St-PoLa	0,68	0,65	0,49	0,33	0,16	0
Sk-PoLa	0,72	0,62	0,47	0,31	0,16	0
ESk-PoLa	0,72	0,62	0,47	0,31	0,16	0

* Jokityypin päivitetty luokkarajat.

Liite 7.4. Vedenlaatu

Jokien vedenlaadun vertailuolot ja luokkarajat.

Tyyppi	Muuttuja	Kausi	Yksikkö	Vertailuolot	Luokkarajat			
					E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu
St ja ESt Suuret ja erittäin suuret turvemaiden joet	kok. P	vuosi	µg/l	<20	20	40	60	90
	kok. N	vuosi	µg/l	<450	450	900	1500	2500
	pH-minimi	vuosi		>5,7	5,7	5,5	5,0	4,8
Sk ja ESk Suuret ja erittäin suuret kangasmaiden joet	kok. P	vuosi	µg/l	<15	15	35	55	85
	kok. N	vuosi	µg/l	<335	335	800	1400	2400
	pH-minimi	vuosi		>5,8	5,8	5,6	5,1	4,9
Ssa Suuret savimaiden joet	kok. P	vuosi	µg/l	<40	40	60	100	130
Kt Keskisuuret turvemaiden joet	kok. P	vuosi	µg/l	<20	20	40	60	90
	kok. N	vuosi	µg/l	<450	450	900	1500	2500
	pH-minimi	vuosi		>5,7	5,7	5,5	5,0	4,8
Kk Keskisuuret kangasmaiden joet	kok. P	vuosi	µg/l	<15	15	35	55	85
	kok. N	vuosi	µg/l	<335	335	800	1400	2400
	pH-minimi	vuosi		>5,8	5,8	5,6	5,1	4,9
Ksa Keskisuuret savimaiden joet	kok. P	vuosi	µg/l	<40	40	60	100	130
Pt Pienet turvemaiden joet	kok. P	vuosi	µg/l	<20	20	40	60	90
	kok. N	vuosi	µg/l	<450	450	900	1500	2500
	pH-minimi	vuosi		>5,6	5,6	5,4	5,0	4,8
Pk Pienet kangasmaiden joet	kok. P	vuosi	µg/l	<15	15	35	55	85
	kok. N	vuosi	µg/l	<335	335	800	1400	2400
	pH-minimi	vuosi		>5,8	5,8	5,6	5,1	4,9
Psa Pienet savimaiden joet	kok. P	vuosi	µg/l	<40	40	60	100	130

Liite 8. Järvien ekologisen luokituksen vertailuarvot ja luokkarajat

Liite 8.1. Kasviplankton

Järvien kasviplanktonin luokittelun vertailuarvot (VA) ja luokkarajat neljälle muuttujalle. N = vertailupaikkojen lukumäärä. HuAlar = Luokan huono alaraja.

3. luokittelukaudelle päivitetty luokkarajat muuttujille kokonaisbiomassa ja TPI-trofiaindeksi on lihavoitu.

	a-klorofylli (µg/l)						
Tyyppi	N	VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	HuAlar
Vh	57	3	4	7	14	27	42
Ph	23	4,5	6	11	20	40	72
Kh	20	4,5	6	11	20	40	72
SVh	40	3	4	7	14	27	40
Sh	13	4,5	6	11	20	40	60
Rh	12	8,5	12	20	40	80	100
MVh	10	3,3	5	8	15	30	45
Mh	26	6,4	12	20	40	60	80
MRh	13	8,5	13,5	25	50	100	150
Lv	2	4	5	8	20	35	50
PoLa	8	2	3	5	10	20	25
Rr		7	12	20	40	60	80
Rk	7	3	7	12	25	50	80
ELS-laskenta	ELS = VA / MuuttujanArvo						

	Kokonaisbiomassa (mg/l)							Haitallisten sinilevien prosenttiosuus (%)						TPI kasviplankton trofiaindeksi (indeksi-arvo)					
Tyyppi	N	VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	HuAlar	VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	HuAlar	VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	HuAlar
Vh	17	0,35	0,45	0,9	1,9	3,8	6,6	0,5	3,0	16	33	66	100	-1,3	-1,04	0,1	1,1	2,0	3,0
Ph	21	0,6	0,75	1,5	3,0	6,0	10,2	3,5	5,0	20	40	70	100	-1,3	-1,0	0,2	1,0	2,0	3,0
Kh	13	0,6	0,75	1,5	3,0	6,0	10,2	3,5	5,0	20	40	70	100	-1,3	-1,0	0,2	1,0	2,0	3,0
SVh	28	0,4	0,5	0,9	1,7	3,4	5,1	0,5	3,0	16	33	66	100	-1,3	-1,04	0,1	1,1	2,0	3,0
Sh	16	0,5	0,6	0,9	1,8	3,7	5,6	3,5	5,0	20	40	70	100	-1,3	-1,0	0,2	1,0	2,0	3,0
Rh	15	0,6	1,3	2,4	4,8	9,6	14,4	3,5	5,0	20	40	70	100	-0,7	-0,1	0,7	1,4	2,5	3,0
MVh	6	0,9	1,1	1,6	3,2	6,4	9,6	3,5	5,0	20	40	70	100	-0,1	0,5	1,2	2,0	2,5	3,0
Mh	9	1,0	1,3	2,5	5,0	10	15	3,5	5,0	20	40	70	100	-0,5	0,5	1,1	2,0	2,5	3,0
MRh	4	1,2	2,0	4,0	8,0	16	24	3,5	5,0	20	40	70	100	-0,7	-0,1	0,8	1,4	2,5	3,0
Lv	5	0,6	0,8	1,2	2,4	4,8	7,2	3,5	5,0	20	40	70	100	-0,9	-0,5	0,5	1,1	2,0	3,0
PoLa	16	0,25	0,35	0,75	1,5	3,0	4,5	0,5	2,5	12	24	48	100	-1,5	-1,0	0,0	1,0	2,0	2,5
Rr																			
Rk	8	0,6	1,1	2,3	4,6	9,2	13,8	4	6	30	50	80	100	0,1	0,8	1,4	2,0	2,5	3,0
ELS-laskenta		ELS = VA / MuuttujanArvo						ELS = (HuAlar – MuuttujanArvo) / (HuAlar – VA)						ELS = (MuuttujanArvo – HuAlar) / (VA – HuAlar)					

Liite 8.2. Vesikasvit

Järvien vesikasvien luokittelun vertailuarvot ja luokkarajat Pohjois- (P) ja Etelä-Suomessa (E) kolmelle muuttujalle [tyyppilajien suhteellinen osuus (TT50SO), prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA) ja referenssi-indeksi (RI)]. Pohjois-Suomeen kuuluvat kaikki Oulujoen vesistöalueen yli 120 metriä merenpinnan yläpuolella olevat ja muut sitä pohjoisempaan sijaitsevat järvet (OH 3/2009). Järvityypeissä, joissa vertailuvesistöjä on vähän (< 5, kursivoitu), vertailuarvot ja luokkarajat ovat alustavat (ei luotettavaa arvoa). N = vertailupaikkojen lukumäärä. Luokan huono alaraja on RI:llä -100, muilla muuttujilla 0.

Tyyppi	Alue	N	Tyyppilajien suhteellinen osuus (TT50SO)					Prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA)					Referenssi-indeksi (RI ^a)				
			VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu
Vh	P	12	0,71	0,47	0,35	0,24	0,12	53,33	41,92	31,44	20,96	10,48	100	75,53	31,65	-12,23	-56,12
Vh	E	24	0,70	0,52	0,39	0,26	0,13	55,85	46,64	34,98	23,32	11,66	67,19	54,24	15,68	-22,88	-61,44
Ph	P	12	0,65	0,46	0,34	0,23	0,11	54,25	45,29	33,97	22,65	11,32	85,71	57,14	17,86	-21,43	-60,71
Ph	E	14	0,72	0,63	0,47	0,31	0,16	65,52	53,51	40,13	26,76	13,38	65	50,96	13,22	-24,52	-62,26
Kh	P	9	0,76	0,62	0,47	0,31	0,16	60,28	47,99	35,99	23,99	12	91,67	66,67	25	-16,67	-58,33
Kh	E	9	0,59	0,49	0,36	0,24	0,12	60,51	49,37	37,03	24,69	12,34	61,54	55	16,25	-22,5	-61,25
SVh ^c	P	4	0,85	0,72	0,54	0,36	0,18	60,66	53,07	39,80	26,54	13,27	91,67	77,31	32,99	-11,34	-55,67
SVh	E	13	0,72	0,63	0,47	0,32	0,16	59,71	53,21	39,91	26,61	13,30	53,85	45	8,75	-27,50	-63,75
Shc	P	2	0,80	0,77	0,58	0,38	0,19	83,99	63,00 ^b	47,25	31,50	15,75	63,64	57,58	18,18	-21,21	-60,61
Sh	E	8	0,88	0,73	0,55	0,37	0,18	64,39	53,88	40,41	26,94	13,47	51,14	39,91	4,93	-30,04	-65,02
Rh	P	3	0,78	0,74	0,55	0,37	0,18	63,59	62,3	46,72	31,15	15,57	75	56,67	17,5	-21,67	-60,83
Rh*	E	6	0,69	0,64	0,48	0,32	0,16	56,07	51,49	38,61	25,74	12,87	58,46	34,09	0,57	-32,95	-66,48
MVh	P	6	0,69	0,53	0,4	0,27	0,13	63,08	55,7	41,77	27,85	13,92	97,22	84,38	38,28	-7,81	-53,91
MVh ^{c*}	E	4	0,83	0,74	0,55	0,37	0,18	58,67	45,10	33,82	22,55	11,27	51,14	48,61	11,46	-25,69	-62,85
Mh	P	37	0,71	0,45	0,34	0,23	0,11	47,36	35,18	26,38	17,59	8,79	80,00	58,33	18,75	-20,83	-60,42
Mh	E	11	0,66	0,39	0,29	0,19	0,10	51,66	48,14	36,11	24,07	12,04	51,67	26,79	-4,91	-36,61	-68,30
MRh	P	11	0,72	0,64	0,48	0,32	0,16	50,75	39,31	29,49	19,66	9,83	69,62	41,88	6,41	-29,06	-64,53
MRh	E	9	0,75	0,64	0,48	0,32	0,16	64,06	52,11	39,08	26,06	13,03	44,44	40	5	-30	-65
PoLa		20	0,55	0,31	0,23	0,16	0,08	44,04	32,48	24,36	16,24	8,12	100	85,12	38,84	-7,44	-53,72
Rk	P	14	0,59	0,33	0,25	0,16	0,08	46,12	38,54	28,9	19,27	9,63	70,24	40,42	5,31	-29,79	-64,9
Rk ^{c*}	E	3	0,78	0,69	0,52	0,35	0,17	67,06	63,08	47,31	31,54	15,77	55,00	52,50	14,38	-23,75	-61,88
Rr	E	7	0,64	0,59	0,44	0,30	0,15	63,53	44,79	33,60	22,40	11,20	41,67	25	-6,25	-37,5	-68,75

a) $ELI = (RI_{VESIMUOD} + 100) / (VA + 100)$, b) E/Hy -rajan arvona käytetty 75 % VA:sta, c) Ei luotettavaa arvoa.

*) Järvityypin luokkarajat päivitetty 3. luokittelukierrokselle.

Liite 8.3. Rantavyöhykkeen päällykslevät

Järvien ekologisen tilan luokittelussa käytettävät kivikkorantojen päällykslevästäön vertailuarvot (VA) ja luokkarajat luokittelussa käytettävien järvityyppien ryhmille kahdelle muuttujalle [tyyppiominaisten taksonien esiintyminen (TT) ja prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA)]. Järvityypeille Vh, MVh, Mh, MRh ja Rh on erilliset luokittelukriteerit pienille (p, pinta-ala < 5 km²), keskikokoisille (k, 5–40 km²) ja suurille (s, >40 km²) järville.

Järvityyppien Lv, Rr, Rk ja PoLa luokittelussa järvet ryhmitellään ensin niiden koon ja luontaisen humuksisuuden perusteella taulukon järviryhmiiin ja käytetään sitten vastaavia vertailuarvoja ja luokkarajoja. Järvityyppien Lv, Rr, Rk ja PoLa luokittelutulokset merkitään Vemun lisätietokohtaan ja ne otetaan huomioon ekologisen tilan kokonaisarviointissa. Järvityypeissä, joissa vertailuvesistöjä on vähän (< 5), tyyppilajit ovat alustavat eikä PMA-indeksiä käytetä. Luokan huono alaraja on nolla kaikilla muuttujilla. N = vertailujärvien lukumäärä.

Kaikki luokkarajat on päivitetty 3. luokittelukaudelle. Valtaosa muutoksista on pieniä.

Tyyppiryhmä	N	Tyyppiominaisten taksonien esiintyminen (TT)					Prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA)				
		VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu
Ph, Mh (p), MRh (p), Rh (p)	21	13,0	9,8	6,5	3,3	13,0	0,448	0,349	0,262	0,175	0,087
Kh, Mh (k), MRh (k), Rh (k)	10	19,0	14,3	9,5	4,8	19,0	0,451	0,381	0,286	0,190	0,095
Sh, Mh (s), Rh (s)	4	20,5	15,4	10,3	5,1	20,5	ei käytetä				
Vh (p), MVh (p)	9	10,0	7,5	5,0	2,5	10,0	0,373	0,323	0,242	0,161	0,081
Vh (k), MVh (k)	3	12,5	9,4	6,3	3,1	12,5	ei käytetä				
SVh	7	18,5	13,9	9,3	4,6	18,5	0,490	0,433	0,325	0,216	0,108

Liite 8.4. Syvänteiden pohjaeläimet

Järvien syvänteiden pohjaeläimistön tilan luokittelumuuttujien [syvännepohjaeläinindeksi (PICM) ja prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA)] vertailuarvot ja luokkarajat järvityypeittäin. Seurantakausi on syksy. Matalien keskisyvyydeltään alle 3 metrin järvien pohjaeläimistön tilaa arvioidaan ainoastaan rantavyöhykkeen perusteella. Luokan huono alaraja on kaikilla muuttujilla 0. Yksiköt ovat indeksiarvoja. N = Vertailupaikkojen lukumäärä. Luokkarajat ovat samat kuin 2. luokittelukaudella (SVh, Sh ja Rh rajat on korjattu taulukkoon).

Tyyppi	N	Syvännepohjaeläinindeksi (PICM)					Prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA)				
		VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu
Vh	34	Malli 1 tai 2	0,8×VA ^l	0,6×VA ^l	0,4×VA ^l	0,2×VA ^l	0,307	0,237	0,178	0,118	0,059
Ph	28	Malli 1 tai 2	0,8×VA ^l	0,6×VA ^l	0,4×VA ^l	0,2×VA ^l	0,389	0,349	0,262	0,175	0,087
Kh	15	Malli 1 tai 2	0,8×VA ^l	0,6×VA ^l	0,4×VA ^l	0,2×VA ^l	0,406	0,334	0,250	0,167	0,083
SVh	29	Malli 1 tai 2	0,8×VA ^l	0,6×VA ^l	0,4×VA ^l	0,2×VA ^l	0,447	0,287	0,215	0,143	0,071
Sh	15	Malli 1 tai 2	0,8×VA ^l	0,6×VA ^l	0,4×VA ^l	0,2×VA ^l	0,447	0,385	0,288	0,192	0,096
Rh	9	Malli 1 tai 2	0,8×VA ^l	0,6×VA ^l	0,4×VA ^l	0,2×VA ^l	ei käytetä				
Lv	2	Malli 1 tai 2	0,8×VA ^l	0,6×VA ^l	0,4×VA ^l	0,2×VA ^l	ei käytetä				
PoLa	1	Malli 1 tai 2	0,8×VA ^l	0,6×VA ^l	0,4×VA ^l	0,2×VA ^l	ei käytetä				
Rr, Rk		Malli 1 tai 2	0,8×VA ^l	0,6×VA ^l	0,4×VA ^l	0,2×VA ^l	ei käytetä				

l) Mallin tuottama vertailuarvo.

Liite 8.5. Rantavyöhykkeen pohjaeläimet

Järvien kivikkorantojen pohjaeläimistön tilan luokittelun vertailuarvot (VA) ja luokkarajat luokittelussa käytettävälle järvityyppien ryhmille kahdelle muuttujalle [tyyppiominaisten taksonien esiintyminen (TT) ja prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA)]. Suurille, pinta-alaltaan >10 km² järville (Sh, SVh, Kh) on erilliset luokittelukriteerit Pohjois- (P) ja Etelä-Suomelle (E). Pohjois-Suomeen luetaan Oulujoen vesistöalueen ja sitä pohjoisemmat järvet. Lisäksi Pohjois-Lapin järville on uudet erilliset luokittelukriteerit.

Järvityyppien Lv, Rr, Rk ja PoLa luokittelussa järvet ryhmitellään ensin niiden sijainnin, pinta-alan, luontaisen humuksisuuden ja keskisyvyyden perusteella taulukon järviryhmiiin ja käytetään sitten vastaavia vertailuarvoja ja luokkarajoja. Näiden järvityyppien luokittelutulokset merkitään Vemun lisätietokohtaan ja ne otetaan huomioon ekologisen tilan kokonaisarvioinnissa. Muuttujien yksiköt ovat indeksiarvoja. Luokan huono alaraja on kaikilla muuttujilla 0. N = Vertailupaikkojen lukumäärä.

Luokkarajat ovat Pohjois-Lapin järvien uutta aluejakoa lukuun ottamatta samat kuin 2. luokittelukaudella.

Järviryhmä	Alue	N	Tyypiominaisten taksonien esiintyminen (TT)					Prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA)				
			VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu
Pohjois-Lappi ¹	N > 68°	10	17,10	14,25	10,69	7,13	3,56	0,423	0,401	0,301	0,201	0,100
SVh, Sh, Kh ²	P	6	23,50	22,25	16,69	11,13	5,56	0,701	0,689	0,517	0,345	0,172
SVh, Sh	E	7	28,57	27,00	20,25	13,50	6,75	0,449	0,417	0,313	0,209	0,104
Ph, Kh		12	26,42	20,75	15,56	10,38	5,19	0,591	0,531	0,398	0,266	0,133
Rh, MRh, Mh		19	18,63	17,50	13,13	8,75	4,38	0,566	0,535	0,401	0,268	0,134
Vh, MVh		8	24,00	22,50	16,88	11,25	5,63	0,638	0,621	0,466	0,310	0,155

1) Uudet luokituskriteerit 3. kierrokselle (ks tarkemmin Mykrä & Aroviita 2019). Ryhmään kuuluvat alustavasti kaikki 68. leveyspiiriä (ETRS-TM35FIN n. 7544200) pohjoisemmat järvet.

2) Ryhmä sisältää kaikki Oulujoen vesistöalueen ja sitä pohjoisemmat 68. leveyspiirin eteläpuolella sijaitsevat pinta-alaltaan >10 km² järvet. Pienemmät ja muiden tyyppien järvet arvioidaan tyyppinsä mukaan taulukon mukaisten kriteerien perusteella.

Liite 8.6. Kalat

Järvikalaston luokittelun vertailuarvot (VA) ja luokkarajat. Tyypit Lv ja PoLa arvioidaan mahdollisuuksien mukaan lähimmän vastaavan tyypin perusteella. N = vertailujärvien lukumäärä (tyypeissä Rr ja Rk fosforiluokituksen perusteella hyvässä tilassa olevia järviä; ns. "benchmark lakes"). HuAlar = Luokan huono alaraja. Luokkarajat ovat samat kuin 2. kaudella.

Tyyppi	N	Biomassa, pienenevä (g/verkkoyö)						Biomassa, suureneva (g/verkkoyö)					
		VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	HuAlar	VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	HuAlar
Vh	32	522	178	133	89	44	0	522	884	1095	1437	2090	3834
Ph	17	546	227	170	113	57	0	546	932	1163	1547	2308	4549
Kh, Sh	13	466	384	288	192	96	0	466	813	992	1274	1779	2949
SVh	16	425	150	113	75	38	0	425	885	1048	1284	1659	2342
Rh	14	727	534	401	267	134	0	727	828	1011	1297	1811	2997
MVh	11	988	829	622	415	207	0	988	1895	2105	2367	2704	3153
Mh	12	1205	337	253	169	84	0	1205	1595	1983	2622	3866	7360
MRh	12	1155	699	524	349	175	0	1155	1368	1579	1867	2284	2941
Rr, Rk	10	1642*	1313	985	657	328	0	1593*	1895	2338	3052	4394	7843

Tyyppi	N	Yksilömäärä, pienenevä (kpl/verkkoyö)						Yksilömäärä, suureneva (kpl/verkkoyö)					
		VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	HuAlar	VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	HuAlar
Vh	32	21,0	2,7	2,0	1,4	0,7	0	21,0	33,1	41,8	56,9	88,8	202,8
Ph	17	23,8	10,6	7,9	5,3	2,6	0	23,8	38,0	47,4	63,1	94,3	186,1
Kh, Sh	13	22,8	11,7	8,8	5,9	2,9	0	22,8	30,8	37,3	47,4	64,9	102,9
SVh	16	9,9	5,3	4,0	2,7	1,3	0	9,9	39,1	47,2	59,4	80,3	123,7
Rh	14	24,3	13,6	10,2	6,8	3,4	0	24,3	32,1	41,0	56,6	91,5	238,7
MVh	11	53,4	34,4	25,8	17,2	8,6	0	53,4	61,5	69,9	81,0	96,3	118,6
Mh	12	40,8	12,3	9,2	6,1	3,1	0	40,8	51,6	64,8	87,0	132,3	276,2
MRh	12	40,3	13,4	10,0	6,7	3,3	0	40,3	50,2	61,3	78,6	109,4	180,0
Rr, Rk	10	57,8*	46,2	34,7	23,1	11,6	0	74,3	89,4	112,1	150,1	227,4	468,6

Tyyppi	Särkikalojen biomassaosuus (%)						
	N	VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	HuAlar
Vh	20	33,4	42,7	48,7	56,6	67,6	84,0
Ph	17	36,5	55,0	59,1	63,7	69,2	75,7
Kh, Sh	13	36,1	38,8	44,2	51,4	61,4	76,2
SVh	14	24,7	37,8	39,8	42,1	44,6	47,4
Rh	14	33,8	48,0	53,5	60,4	69,3	81,3
MVh	10	38,9	46,9	52,7	60,2	70,1	84,0
Mh	11	39,7	43,8	49,7	57,4	67,9	83,0
MRh	10	37,1	57,5	61,9	67,0	73,0	80,2
Rr, Rk	10	52,0*	56,5	61,8	68,3	76,2	86,2

* = perustuu arvioituun E-luokan ylärajaan, ei benchmark-järvien mediaaniin.

Liite 8.7. Vedenlaatu

Järvien vedenlaadun vertailuolot ja luokkarajat.

Tyyppi	Muuttuja	Kausi	Yksikkö	Vertailu- olot	Luokkarajat			
					E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu
Vh Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	8	10	18	35	70
	kok. N (0-2 m)		µg/l	320	400	500	750	1000
Ph Pienet humusjärvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	13	18	28	45	90
	kok. N (0-2 m)		µg/l	430	510	700	1000	1500
Kh Keskikokoiset humusjärvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	13	18	28	45	90
	kok. N (0-2 m)		µg/l	400	540	660	1000	1500
SVh Suuret vähähumuksiset järvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	8	10	18	35	70
	kok. N (0-2 m)		µg/l	350	400	500	700	900
Sh Suuret humusjärvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	12	15	25	40	80
	kok. N (0-2 m)		µg/l	400	460	600	900	1300
Rh Runsashumuksiset järvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	22	30	45	65	120
	kok. N (0-2 m)		µg/l	520	590	750	1100	1800
MVh Matalat vähähumuksiset järvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	11	15	25	45	80
	kok. N (0-2 m)		µg/l	380	480	600	1000	1500
Mh Matalat humusjärvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	20	25	40	65	100
	kok. N (0-2 m)		µg/l	510	600	750	1100	1800
MRh Matalat runsashumuksiset järvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	20	30	45	60	75
	kok. N (0-2 m)		µg/l	510	580	800	1000	1200
Lv Hyvin lyhytviipymäiset järvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	12	25*	40*	70*	90*
	kok. N (0-2 m)		µg/l	360	450*	610*	900*	1400*
PoLa Pohjois-Lapin järvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	5	9	12	15	20
	kok. N (0-2 m)		µg/l	170	190	300	400	600
Rr Runsasravinteiset järvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	30	40	55	75	120
	kok. N (0-2 m)		µg/l	670	780	930	1200	1800
Rk Runsaskalkkiset järvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	10	20	30	50	80
	kok. N (0-2 m)		µg/l	400	550	750	1100	1600

* Luvut ovat suuntaa-antavia (humuspitoisuus vaihtelee).

Liite 9. Rannikkovesien ekologisen luokituksen vertailuarvot ja luokkarajat

Liite 9.1. Kasviplankton

Rannikkovesien kasviplanktonin a-klorofyllin ja kokonaisbiomassan vertailuarvot ja luokkarajat. Luokkarajat on ilmoitettu myös alkuperäisen ELS:n asteikolla. HuAlar = Luokan huono alaraja.

a-klorofylli								
Tyyppi	Kausi	Yksikkö	Vertailu- arvo	Luokkarajat				HuAlar
				E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	
Ss	VII-VIII	µg l ⁻¹	2,2	2,8	3,5	7,5	18	140
		ELS		0,80	0,64	0,30	0,12	0
Su	VII-VIII	µg l ⁻¹	1,6	2,0	2,5	5,4	13,5	50
		ELS		0,80	0,64	0,30	0,12	0
Ls	VII-VIII	µg l ⁻¹	2,1	2,6	3,0	7,0	17	250
		ELS		0,80	0,69	0,30	0,12	0
Lv	VII-VIII	µg l ⁻¹	1,7	2,0	2,5	5,8	14,5	50
		ELS		0,86	0,68	0,30	0,12	0
Lu	VII-VIII	µg l ⁻¹	1,5	1,9	2,3	5,4	13	150
		ELS		0,79	0,65	0,30	0,12	0
Ses	VII-VIII	µg l ⁻¹	1,6	2,1	2,7	5,4	13	50
		ELS		0,78	0,60	0,30	0,12	0
Seu	VII-VIII	µg l ⁻¹	1,3	1,6	2,1	4,2	10,5	25
		ELS		0,78	0,60	0,30	0,12	0
Ms	VII-VIII	µg l ⁻¹	2,0	2,5	3,3	6,5	16	60
		ELS		0,76	0,59	0,30	0,12	0
Mu	VII-VIII	µg l ⁻¹	1,3	1,7	2,2	4,4	11	20
		ELS		0,76	0,59	0,30	0,12	0
Ps	VII-VIII	µg l ⁻¹	2	2,5	3,3	6,5	16	50
		ELS		0,78	0,59	0,30	0,12	0
Pu	VII-VIII	µg l ⁻¹	1,3	1,7	2,2	4,4	11	30
		ELS		0,76	0,59	0,30	0,12	0

Kokonaisbiomassa								
Tyyppi	Kausi	Yksikkö	Vertai- luarvo	Luokkarajat				HuAlar
				E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	
Su	VII-VIII	mg l ⁻¹	0,30	0,38	0,46	1,00	2,5	60
		ELS		0,80	0,67	0,30	0,12	0
Lv	VII-VIII	mg l ⁻¹	0,25	0,33	0,40	0,84	2,10	5
		ELS		0,77	0,63	0,30	0,12	0
Lu	VII-VIII	mg l ⁻¹	0,24	0,31	0,38	0,80	2,00	10
		ELS		0,77	0,63	0,30	0,12	0
Seu	VII-VIII	mg l ⁻¹	0,21	0,27	0,34	0,70	1,80	5
		ELS		0,77	0,63	0,30	0,12	0
Mu	VII-VIII	mg l ⁻¹	0,17	0,22	0,27	0,56	1,40	5
		ELS		0,77	0,63	0,30	0,12	0
Pu	VII-VIII	mg l ⁻¹	0,18	0,25	0,33	0,60	1,50	8
		ELS		0,71	0,55	0,30	0,12	0

Liite 9.2. Rakkohauru

Rannikkovesien rakkohaurun (rakkolevä) alakasvurajan vertailuarvot ja luokkarajat. Luokkarajat on ilmoitettu myös alkuperäisen ELS:n asteikolla. HuAlar = Luokan huono alaraja.

Tyyppi	Ranta- vyöhyke	Yksikkö	Vertai- luarvo	Luokkarajat				
				E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	HuAlar
Ss	Suojaisa	m	4	3,5	3	1,8	0,8	0
		ELS		0,88	0,75	0,45	0,20	0
	Avoim	m	5	4,5	3,5	2,5	1,5	0
		ELS		0,9	0,7	0,5	0,3	0
Su	Suojaisa	m	5,5	5	4	2,2	1,2	0
		ELS		0,91	0,73	0,40	0,22	0
	Avoim	m	6,5	6	5	3	1,8	0
		ELS		0,92	0,77	0,46	0,33	0
Ls	Suojaisa	m	4,2	4	3,2	2	1	0
		ELS		0,95	0,76	0,48	0,24	0
	Avoim	m	5,5	5	4	3	1,9	0
		ELS		0,91	0,73	0,55	0,35	0
Lv	Suojaisa	m	5,5	5	4	2,2	1,3	0
		ELS		0,91	0,73	0,40	0,24	0
	Avoim	m	6	5,5	4,5	2,8	2	0
		ELS		0,92	0,75	0,47	0,33	0
Lu	Suojaisa	m	7	6,5	5,5	2,5	1,5	0
		ELS		0,93	0,79	0,36	0,21	0
	Avoim	m	8	7	6	3,2	2	0
		ELS		0,91	0,75	0,46	0,25	0
Ses	Suojaisa	m	4	3,7	3	1,7	1,5	0
		ELS		0,92	0,76	0,42	0,22	0
	Avoim	m	7	6,4	5,2	3,4	2,2	0
		ELS		0,91	0,74	0,49	0,31	0
Seu	Ei relevantti							
Ms	Avoim	m	5	4,5	3,7	2,45	1,55	0
		ELS		0,91	0,74	0,49	0,31	0
Mu	Avoim	m	6	5,5	4,4	2,9	1,9	0
		ELS		0,91	0,74	0,49	0,31	0

Liite 9.3. Pohjaeläimet

Rannikon pohjaeläinindeksin (BBI) vertailuarvot luokkarajat kahdella syvyysvälillä. Luokkarajat on ilmoitettu myös alkuperäisen ELS:n asteikolla. HuAlar = Luokan huono alaraja.

Tyyppi	Muuttuja	Syvyysväli (m)	Yksikkö	Vertailu-arvo	Luokkarajat				HuAlar
					E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu	
Ss	BBI	0-10	BBI	0,63	0,55	0,33	0,22	0,11	0
		0-10	ELS		0,87	0,52	0,35	0,17	0
		10+	BBI	0,60	0,42	0,25	0,17	0,08	0
		10+	ELS		0,86	0,51	0,34	0,17	0
Su	BBI	0-10	BBI	0,85	0,81	0,48	0,32	0,16	0
		0-10	ELS		0,94	0,56	0,37	0,19	0
		10+	BBI	0,61	0,57	0,34	0,23	0,11	0
		10+	ELS		0,94	0,56	0,37	0,19	0
Ls	BBI	0-10	BBI	0,65	0,58	0,35	0,23	0,12	0
		0-10	ELS		0,89	0,53	0,35	0,18	0
		10+	BBI	0,59	0,56	0,34	0,22	0,11	0
		10+	ELS		0,95	0,57	0,38	0,19	0
Lv	BBI	0-10	BBI	0,75	0,70	0,42	0,28	0,14	0
		0-10	ELS		0,93	0,56	0,37	0,19	0
		10+	BBI	0,60	0,53	0,32	0,21	0,11	0
		10+	ELS		0,89	0,53	0,36	0,18	0
Lu	BBI	0-10	BBI	0,83	0,74	0,44	0,29	0,15	0
		0-10	ELS		0,92	0,55	0,37	0,18	0
		10+	BBI	0,68	0,62	0,37	0,25	0,12	0
		10+	ELS		0,90	0,54	0,36	0,18	0
Ses	BBI	0-10	BBI	0,55	0,52	0,31	0,21	0,10	0
		0-10	ELS		0,94	0,56	0,38	0,19	0
		10+	BBI	0,75	0,71	0,42	0,28	0,14	0
		10+	ELS		0,95	0,57	0,38	0,19	0
Seu	BBI	0-10	BBI	0,76	0,67	0,40	0,27	0,13	0
		0-10	ELS		0,88	0,53	0,35	0,18	0
		10+	BBI	0,66	0,60	0,36	0,24	0,12	0
		10+	ELS		0,92	0,55	0,37	0,18	0
Ms	BBI	0-10	BBI	0,68	0,64	0,39	0,26	0,13	0
		0-10	ELS		0,94	0,57	0,38	0,19	0
		10+	BBI	0,89	0,86	0,52	0,34	0,17	0
		10+	ELS		0,97	0,58	0,39	0,19	0
Mu	BBI	0-10	BBI	0,76	0,71	0,43	0,28	0,14	0
		0-10	ELS		0,94	0,56	0,38	0,19	0
		10+	BBI	0,64	0,64	0,38	0,25	0,13	0
		10+	ELS		0,98	0,59	0,39	0,20	0
Ps	BBI	0-10	BBI	0,62	0,60	0,36	0,24	0,12	0
		0-10	ELS		0,96	0,57	0,38	0,19	0
		10+	BBI	0,61	0,56	0,33	0,22	0,11	0
		10+	ELS		0,92	0,55	0,37	0,18	0
Pu	BBI	0-10	BBI	0,55	0,52	0,31	0,21	0,10	0
		0-10	ELS		0,94	0,56	0,37	0,19	0
		10+	BBI	0,57	0,53	0,32	0,21	0,10	0
		10+	ELS		0,92	0,55	0,37	0,18	0

Liite 9.4. Vedenlaatu

Rannikkovesien kokonaistypen (TN), kokonaisfosforin (TP) ja näkösyvyyden luokkarajat.

Tyyppi		Kausi	Yksikkö	Vertailu-arvo	Luokkarajat			
					E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu
Ss	TP	VII-VIII	µg L ⁻¹	16	20	24	30	48
	TN	VII-VIII	µg L ⁻¹	260	305	350	440	570
	Näkösyvyys	VII-VIII	m	5,4	4,5	3,5	2,3	1,1
Su	TP	VII-VIII	µg L ⁻¹	13	16	20	26	40
	TN	VII-VIII	µg L ⁻¹	240	280	325	400	520
	Näkösyvyys	VII-VIII	m	6,7	5,5	4,4	2,8	1,3
Ls	TP	VII-VIII	µg L ⁻¹	15	19	23	32	52
	TN	VII-VIII	µg L ⁻¹	225	270	325	430	575
	Näkösyvyys	VII-VIII	m	5,5	4,5	3,6	2,3	1,1
Lv	TP	VII-VIII	µg L ⁻¹	13	16	20	29	48
	TN	VII-VIII	µg L ⁻¹	230	270	310	410	550
	Näkösyvyys	VII-VIII	m	7,0	5,8	4,6	3,0	1,4
Lu	TP	VII-VIII	µg L ⁻¹	12	15	18	28	45
	TN	VII-VIII	µg L ⁻¹	215	250	290	390	530
	Näkösyvyys	VII-VIII	m	8,9	7,3	5,8	3,8	1,8
Ses	TP	VII-VIII	µg L ⁻¹	13	16	20	26	39
	TN	VII-VIII	µg L ⁻¹	230	270	315	380	490
	Näkösyvyys	VII-VIII	m	7,0	5,3	3,3	2,4	1,4
Seu	TP	VII-VIII	µg L ⁻¹	9	11	14	23	35
	TN	VII-VIII	µg L ⁻¹	190	230	275	360	470
	Näkösyvyys	VII-VIII	m	8,7	6,5	4,1	2,9	1,7
Ms	TP	VII-VIII	µg L ⁻¹	11	14	17	22	33
	TN	VII-VIII	µg L ⁻¹	240	280	325	410	550
	Näkösyvyys	VII-VIII	m	4,8	3,6	2,3	1,6	1,0
Mu	TP	VII-VIII	µg L ⁻¹	8,5	11	13	17	26
	TN	VII-VIII	µg L ⁻¹	210	245	280	360	490
	Näkösyvyys	VII-VIII	m	7,8	5,9	3,7	2,6	1,6
Ps	TP	VII-VIII	µg L ⁻¹	9	11	14	18	27
	TN	VII-VIII	µg L ⁻¹	260	305	340	370	420
	Näkösyvyys	VII-VIII	m	5,1	3,8	2,4	1,7	1,0
Pu	TP	VII-VIII	µg L ⁻¹	7,5	9	11	15	20
	TN	VII-VIII	µg L ⁻¹	225	270	315	350	400
	Näkösyvyys	VII-VIII	m	6,9	5,2	3,3	2,3	1,4

Liite 10. KeVoMu nimeäminen

KYSYMYKSET 1. Täyttyvätkö keinotekoisien vesimuodostuman kriteerit?

- Asetustyöryhmän linjauksen mukaisesti (Ympäristöministeriö 2006b) tähän kysymykseen vastataan **KYLLÄ**, jos vesimuodostuma on:
 - a) maalle rakennettu kanava tai
 - b) tekojärvi, jonka pinta-alasta yli puolet on muodostettu maalle
- Muussa tapauksessa tähän vastataan pääsääntöisesti **EI**
- Jos vastaus on **KYLLÄ**, siirry suoraan kysymykseen 7
- Jos vastaus on **EI**, siirry kysymykseen 2

KYSYMYKSET 2. Estääkö nykyinen hydrologis-morfologinen tila hyvän ekologisen tilan saavuttamisen?

vaihe 1

- Jos arvio vesimuodostuman ekologisesta luokasta on hyvä tai erinomainen, on vastaus **EI**
- Kuitenkin on syytä vielä varmistaa, kuvaako luokitteluun käytetty aineisto riittävällä tavalla vesimuodostumaan kohdistuvia hydrologis-morfologisia paineita
 - o Jos luokituksessa on käytetty/painotettu hydrologis-morfologisille muutoksille herkkiä laatutekijöitä ja näytepaikat edustavat riittävän hyvin vesimuodostumaan kohdistuvia hydrologis-morfologisia paineita, ei ole syytä muuttaa **EI-vastausta**
 - o Jos tilanne ei ole edellä kuvattu ja vesimuodostumaan kohdistuu merkittäviä hydrologis-morfologisia paineita, on arvioitava, onko ekologisen luokan määrittämisessä syytä painottaa enemmän HyMo-tila-arviota ja HyMo-paineille herkkiä biologisia laatutekijöitä ja onko tarvetta muuttaa/korjata ekologinen tila enintään **TYYDYTTÄVÄKSI**
- Jos ekologinen tila on tämän tarkastelun jälkeen yhä hyvä tai erinomainen, vastaa kysymykseen **EI** ja siirry kohtaan 7, muussa tapauksessa siirry kysymyksen 2 toiseen vaiheeseen

vaihe 2

Hydrologis-morfologisen tilan arviointiin perustuen tähän kysymykseen voi vastata **KYLLÄ**:

1. järvivesimuodostumassa, jos
 - a) muuttuneisuutta kuvaava kokonaispistemäärä on 10 tai suurempi,
 - b) vähintään kahden osatekijän pistearvo on 3 tai suurempi tai
 - c) talvialenemaa kuvaavan osatekijän pistearvo on 4
2. jokivesimuodostumissa, jos
 - a) muuttuneisuutta kuvaava kokonaispistemäärä on 10 tai suurempi,
 - b) vähintään kahden osatekijän pistearvo on 3 tai suurempi,
 - c) rakennettua osuutta kuvaavan osatekijän pistearvo on 4 tai
 - d) allastumista kuvaavan osatekijän pistearvo on 4
3. rannikkovesimuodostumassa, jos
 - a) muuttuneisuutta kuvaava kokonaispistemäärä on 8 tai suurempi,
 - b) vähintään kahden osatekijän pistearvo on 3 tai suurempi tai
 - c) padottujen merenlahtien luontaista yhteyttä mereen kuvaavan osatekijän pistearvo on 4

vaihe 3

- Pisteraja-arvot ovat suuntaa antavia, ja lopullinen nimeäminen tehdään aina asiantuntijapäätöksellä pisteytyksen antamien suuntaviivojen puitteissa!!!
 - o Jos vesimuodostumasta on käytettävissä hydrologis-morfologisille paineille herkkiä biologisia luokittelutekijöitä, on niitä syytä hyödyntää asiantuntija-arviossa
 - o Etenkin kahden 3 pisteen tilanteessa tulee harkita huolella, onko HyMo-muuttuneisuus niin suurta, ettei hyvää ekologista tilaa voida saavuttaa
- Jos vastaus on **KYLLÄ**, siirry kysymykseen 3
- Rajatapauksissa ja vesimuodostumissa, joissa HyMo-muuttuneisuus ei estä hyvän tilan saavuttamista, vastaa kysymykseen EI => "EI-voimakkaasti muutettu" ja siirry suoraan kysymykseen 7

KYSYMYS 3. Mille käyttömuodoille hyvän ekologisen tilan saavuttaminen aiheuttaisi haitallisia vaikutuksia?

- Valitse valikosta ne käyttömuodot, joita vesimuodostuman hydrologis-morfologisen tilan parantaminen haittaisi
- Valittavana ovat seuraavat käyttömuodot: Maankuivatus, Kastelu, Vesivoiman tuotanto, Muu voimatuotanto/lauhdevedet, Kalankasvatus/vesiviljely, Tulvasuojelu, Teollisuuden veden hankinta, Vesien virkistyskäyttö, Vesiliikenne ja satamatoiminta, Talousveden hankinta, Yhdyskuntien muu vedenkäyttö, Ympäristö, Muu, Ei tietoa
- Valinnan jälkeen jatka kohtaan 4

KYSYMYS 4. Voidaanko hyvän ekologisen tilan saavuttaminen mahdollistaa hydrologis-morfologista tilaa parantavin toimenpitein aiheuttamatta merkittävää haittaa tärkeille käyttömuodoille?

- Tässä arvioidaan, onko olemassa toimenpiteitä, joilla hydrologis-morfologista tilaa voitaisiin muuttaa niin paljon paremmaksi, että hyvä ekologinen tila olisi mahdollista saavuttaa aiheuttamatta merkittävää haittaa kohdassa 3 valituille tärkeille käyttömuodoille?
- Tähän kysymykseen on syytä paneutua huolella kolmannella hoitokaudella
 - o Huomioi arviossa mm. ilmaston muuttumisen antamat mahdollisuudet säännöstelyn lieventämiseen, mahdollisuudet peratun joen kunnostamiseen ja mahdollisuudet vaellusmahdollisuuksien parantamiseen
- Arviossa voidaan hyödyntää KeVoMu-vesien luokittelun (kohta 1a) toimenpideluetteloa ja valita siitä mahdollisia toimenpiteitä, joilla vesimuodostuman HyMo-tila paranisi.
- Arvioi paras toimenpidekokonaisuus, joka ei aiheuta merkittävää haittaa tärkeälle toiminnolle ja on teknis-taloudellisesti toteutettavissa.
- Arvioi, parantaisiko em. toimenpidekokonaisuus hydrologis-morfologista tilaa niin paljon, että hyvä ekologinen tila on mahdollista saavuttaa
- Jos vastaus on **KYLLÄ**, vesimuodostuma **EI** ole voimakkaasti muutettu ja toimenpideohjelmassa tulisi esittää toimet HyMo-tilan parantamiseksi siinä määrin, että hyvä ekologinen tila on mahdollista saavuttaa.
- Jos vastaus on **EI**, vesimuodostuma on voimakkaasti muutettu, jos myös kysymykseen 5 vastataan **EI**
- Tähän kysymykseen täytyy palata vielä KeVomu-luokittelun kohdan 1a pohdintojen yhteydessä, jos tarkempi pohdinta/ryhmätyö mahdollisista parantavista toimenpiteistä ja merkittävistä haitoista antaa tähän aihetta.
- Jatka kysymykseen 5

KYSYMYS 5. Onko tärkeällä käyttömuodolla saavutettava hyöty saavutettavissa kohtuullisin kustannuksin muilla ympäristön kannalta merkittävästi paremmilla keinoilla?

- Tämä kysymys on vesienhoidon suunnittelijalle melko iso pala purtavaksi, ja vaatii usein laajaa yhteiskunnallista keskustelua ja yleistä linjausta
 - o Kysymys voisi olla esim., tulisiko pienvesivoimaenergia korvata tuulienergialla, koska sen haittavaikutus on ympäristön kannalta merkittävästi pienempi
- Jos ylemmältä taholta (esim. hallitusohjelma tai maakuntastrategia) ei olemassa linjausta, että pääsääntöisesti jokin toiminto yhteiskunnassa katsotaan parhaimmaksi korvata jollakin muulla toiminnolla, joka on ympäristön kannalta merkittävästi parempi, ELY-keskuksen suunnittelija vastaa tähän pääsääntöisesti EI, jolloin vesimuodostuma nimetään voimakkaasti muutetuksi
- Jos kysymykseen vastataan **KYLLÄ**, vesimuodostuma ei ole voimakkaasti muutettu, ja toimenpideohjelmassa pitää esittää toimet HyMo-tilan parantamiseksi siinä määrin, että hyvä ekologinen tila voidaan saavuttaa

KYSYMYS 6. Onko voimakkaasti muutettu tai keinotekoinen?

- Tämä kohta täyttyy automaattisesti edellisten vastausten perusteella. Mahdolliset vastaukset ovat:
 - a) Ei
 - b) Keinotekoinen
 - c) Voimakkaasti muutettu
- Jos automaattinen vastaus ei miellytä, on muutettava vastauksia kysymyksiin 1–5
- Jatka kohtaan 7

KYSYMYS 7. Perustelut keinotekoiseksi tai voimakkaasti muutetuksi nimeämiselle ja nimeämättä jättämiselle.

- Tähän kohtaan selvennetään sanallisesti oleelliset perusteet kysymysten 1-5 vastauksiin, jotka johtivat kysymyksen 6 lopputulokseen.
- Erityisesti on kiinnitettävä huomiota, että ulkopuolisen tahon kannalta perusteet lopputulokseen ovat ymmärrettävät
- Esimerkkiperusteluja erilaisten vastauskokonaisuuksiin:
 - a) 1. KYLLÄ => Yli puolet (noin 70 %) tekojärvestä on muodostettu kuivalle maalle, joten järvi nimettiin keinotekoiseksi vesimuodostumaksi
 - b) 1. EI 2. EI => Joen hydrologis-morfologinen muuttuneisuus ei estä hyvän tilan saavuttamista, joten sitä ei nimetty voimakkaasti muutetuksi. **TARVITTAESSA LISÄSELVITYSTÄ.**
 - c) 1. EI, 2. KYLLÄ, 3. vesivoiman tuotanto, 4. KYLLÄ => Joen nykyinen hydrologis-morfologinen muuttuneisuus (kokonaispistemäärä 12) estää hyvän tilan saavuttamisen. Kuitenkin hydrologis-morfologista tilaa voidaan parantaa, aiheuttamatta merkittävää haittaa vesivoimalle, niin paljon, että hyvä tila on mahdollista saavuttaa. Tästä syystä jokea ei nimetty voimakkaasti muutetuksi. Tilaa parantavat toimenpiteet ovat kalankulun edistäminen (-3 pistettä), uoman kunnostustoimenpiteet (-2 pistettä) ja lyhytaikaissäätötyksen lieventäminen (-1 piste).
 - d) 1. EI, 2. KYLLÄ, 3. vesivoiman tuotanto ja tulvariskien hallinta, 4. EI => Järven nykyinen hydrologis-morfologinen muuttuneisuus, erityisesti suuri talvialenema (5,5 m, 4 osatekijäpistettä), estää hyvän tilan saavuttamisen. Talvialenemaa ei voida vähentää, aiheuttamatta merkittävää haittaa vesivoimatuotannolle ja tulvasuojelulle, niin paljon, että hyvä tila olisi mahdollista saavuttaa. Tästä syystä järvi nimettiin voimakkaasti muutetuksi.

Liite II. Ympäristölaatu­normit

Liite II.1. Euroopan yhteisön tasolla määritettyjen aineiden ympäristölaatu­normit

Ympäristölaatu­normit on määritelty Valtioneuvoston asetuksessa vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista 1022/2006, ja sen liitteessä 1 C2 (ajantasainen säädös).

Nro	Aineen nimi	CAS-numero	AA-EQS (Vuosisikeski-arvo) Sisämaan pintavedet µg/l	AA-EQS (Vuosisikeskiarvo) Rannikkovedet µg/l	MAC-EQS (Sallittu enimmäispitoisuus) Sisämaan pintavedet µg/l	MAC-EQS (Sallittu enimmäispitoisuus) Rannikkovedet µg/l	Biota-EQS µg/kg tuorepainoa kohti
1	alakloori	15972-60-8	0,3	0,3	0,7	0,7	ei sovelleta
2	antraseeni	120-12-7	0,1	0,1	0,1	0,1	ei sovelleta
3	atratsiini	1912-24-9	0,6	0,6	2	2	ei sovelleta
4	bentseeni	71-43-2	10	8	50	50	ei sovelleta
5	bromatut difenyyliet- terit (kogneerit: 28, 47, 99, 100, 153 ja 154)	32534-81-9			0,14	0,014	ahven/silakka: 0,0085
6	kadmium ja kadmiumyh- disteet (eri vedenkovuus- luokiin) 1: <40 mg CaCO ₃ /l 2: 40-<50 mg CaCO ₃ /l 3: 50 - <100 mg CaCO ₃ /l 4: 100 - <200 mg CaCO ₃ /l 5: vähintään 200 mg CaCO ₃ /l	7440-43-9	≤0,08 (1) 0,08 (2) 0,09 (3) 0,15 (4) 0,25 (5) + tausta (0,02)	0,2	≤0,45 (1) 0,45 (2) 0,60 (3) 0,90 (4) 1,5 (5)	≤0,45 (1) 0,45 (2) 0,60 (3) 0,90 (4) 1,5 (5)	ei sovelleta
6a	hiilitetra-kloridi	56-23-5	12	12	ei sovelleta	ei sovelleta	ei sovelleta
7	C10-13-kloorialkaanit	85535-84-8	0,4	0,4	1,4	1,4	ei sovelleta
8	klorfenvinfossi	470-90-6	0,1	0,1	0,3	0,3	ei sovelleta
9	klorpyrifossi (klorpyrifos- si-etyyli)	2921-88-2	0,03	0,03	0,1	0,1	ei sovelleta
9a	syklodieeni-torjunta- aineet: aldrini, dieldriini, endriini, isodriini	309-00-2, 60- 57-1, 72-20-8, 465-73-6	Σ = 0,01	Σ = 0,005	ei sovelleta	ei sovelleta	ei sovelleta
9b1	kokonais- DDT (4 yhdis- teen summa)	50-29-3, 789- 02-6, 72-55-9, 7254-8	0,025	0,025	ei sovelleta	ei sovelleta	ei sovelleta
9b2	para-para-DDT	50-29-3	0,01	0,01	ei sovelleta	ei sovelleta	ei sovelleta
10	1,2-dikloori-etaani	107-06-2	10	10	ei sovelleta	ei sovelleta	ei sovelleta
11	dikloorimetaani	75-09-2	20	20	ei sovelleta	ei sovelleta	ei sovelleta
12	di(2-etyyliheksyyli)fta- laatti (DEHP)	117-81-7	1,3	1,3	ei sovelleta	ei sovelleta	ei sovelleta
13	diuroni	330-54-1	0,2	0,2	1,8	1,8	ei sovelleta
14	endosulfaani	115-29-7	0,005	0,0005	0,01	0,004	ei sovelleta
15	fluoranteeni	206-44-0			0,12	0,12	nilviäinen:30
16	heksaklooribentseeni	118-74-1			0,05	0,05	ahven/silakka: 10
17	heksaklooributadieeni	87-68-3			0,6	0,6	ahven/silakka: 55
18	heksakloorisykloheksaani	608-73-1	0,02	0,002	0,04	0,02	ei sovelleta

Taulukko jatkuu seuraavalle sivulle.

Taulukko jatkuu edelliseltä sivulta.

Nro	Aineen nimi	CAS-numero	AA-EQS (Vuosisikeskiarvo) Sisämaan pintavedet µg/l	AA-EQS (Vuosisikeskiarvo) Rannikkovedet µg/l	MAC-EQS (Sallittu enimmäispitoisuus) Sisämaan pintavedet µg/l	MAC-EQS (Sallittu enimmäispitoisuus) Rannikkovedet µg/l	Biota-EQS µg/kg tuorepainoa kohti
19	isoproturon	34123-59-6	0,3	0,3	1	1	ei sovelleta
20	lyijy ja lyijy-yhdisteet; sisävesissä biosaavat, rannikolla liukoiset pitoisuudet	7439-92-1	1,2 biosaataava (taustat 0,1 - 0,7 humuksisuuden lisäntyessä)	1,3 + tausta 0,03	14	14	ei sovelleta
21	elohopea ja elohopeayhdisteet; eri laatunormit erityyppisiin vesiin	7439-97-6			0,07	0,07	ahven/silakka: 20 + tausta => 200 /220 / 250 µg/kg
22	naftaleeni	91-20-3	2	2	130	130	ei sovelleta
23	nikkeli ja nikkeliyhdisteet, biosaatava sisävesissä; liukoinen rannikolla	7440-02-0	4 (biosaatava) tai 4 +1 (tausta)	8,6 + 1 (tausta)	34	34	ei sovelleta
24	nonyylifenoli (4-nonyylifenoli)	ei sovelleta	0,3	0,3	2	2	ei sovelleta
25	oktyylifenoli ((4-(1,1,3,3-trimetyylibutyylifenoli))	ei sovelleta	0,1	0,01	ei sovelleta	ei sovelleta	ei sovelleta
26	pentaklooribentseeni	608-93-5	0,007	0,0007	ei sovelleta	ei sovelleta	ei sovelleta
27	pentakloorifenoli	87-86-5	0,4	0,4	1	1	ei sovelleta
28	polyaromaattiset hiilivedyt (5 PAH -yhdistettä)						
28.1	bentso(a)pyreen (indikaattoriaine ryhmän muille aineille)	50-32-8	ei sovelleta	ei sovelleta	0,27	0,027	nilviäinen 5
28.2	bentso(b)fluoranteeni	205-99-2	ei sovelleta	ei sovelleta	0,017	0,017	
28.3	bentso(k)fluoranteeni	207-08-9	ei sovelleta	ei sovelleta	0,017	0,017	
28.4	bentso(g,h,i)peryleeni	191-24-2	ei sovelleta	ei sovelleta	8,2 x 10-3	8,2 x 10-4	
28.5	Indeno (1,2,3-cd)pyreeni	193-39-5	ei sovelleta	ei sovelleta	ei sovelleta	ei sovelleta	
29	simatsiini	122-34-9	1	1	4	4	ei sovelleta
29a	tetrakloorieteeni (tetrakloori-etyleni)	127-18-4	10	10	ei sovelleta	ei sovelleta	ei sovelleta
29b	trikloorieteeni (trikloori-etyleni)	79-01-6	10	10	ei sovelleta	ei sovelleta	ei sovelleta
30	tributyyliinayhdisteet	36643-28-4	0,0002	0,0002	0,0015	0,0015	ei sovelleta
31	trikloori-bentseenit	12002-48-1	0,4	0,4	ei sovelleta	ei sovelleta	ei sovelleta
32	trikloorimetaani (kloroformi)	67-66-3	2,5	2,5	ei sovelleta	ei sovelleta	ei sovelleta
33	trifluraliini	1582-09-8	0,03	0,03	ei sovelleta	ei sovelleta	ei sovelleta
34	dikofoli	115-32-2	ei sovelleta	ei sovelleta	ei sovelleta	ei sovelleta	ahven/silakka:33
35	perfluoro-oktaanisulfonihappo ja sen johdannaiset (PFOS)	1763-23-1	[direktiivissä: 6,5 x 10-4]	[direktiivissä: 1,3 x 10-4]	36	7,2	ahven/silakka: 9,1
36	kinoksifeeni	124495-18-7	0,15	0,015	2,7	0,54	ei sovelleta
37	dioksiinit ja dioksiinin kaltaiset yhdisteet	*1)			ei sovelleta	ei sovelleta	ahven/silakka: 0,0065 µg/kg TEQ (WHO 2005 toksisuus- ekvivalenttina)
38	aklonifeeni	74070-46-5	0,12	0,012	0,12	0,012	ei sovelleta
39	bifenoksi	42576-02-3	0,012	0,0012	0,04	0,004	ei sovelleta

Taulukko jatkuu seuraavalle sivulle.

Taulukko jatkuu edelliseltä sivulta.

Nro	Aineen nimi	CAS-numero	AA-EQS (Vuosikeski- arvo) Sisämaan pintavedet µg/l	AA-EQS (Vuosikes- kiarvo) Rannikko- vedet µg/l	MAC-EQS (Sallittu enimmäispi- toisuus) Sisä- maan pinta- vedet µg/l	MAC-EQS (Sallittu enimmäis- pitoisuus) Rannikkove- det µg/l	Biota-EQS µg/kg tuore- painoa kohti
40	sybutryyni	28159-98-0	0,0025	0,0025	0,016	0,016	ei sovelleta
41	sypermetriini	52315-07-8	0,00008	0,000008	6×10^{-4}	6×10^{-5}	ei sovelleta
42	diklorvossi	62-73-7	0,0006	0,00006	7×10^{-4}	7×10^{-5}	ei sovelleta
43	heksabromisyklodode- kaani (HBCDD)	(-)	ei sovelleta	ei sovelleta	0,5	0,05	ahven/silakka: 167
44	heptakloori ja heptakloo- riepoksidi	76-44-8 ja 1024-57-3	2×10^{-7}	1×10^{-8}	3×10^{-4}	3×10^{-5}	ahven/silakka: 0,0067
45	terbutryyni	886-50-0	0,065	0,0065	0,34	0,034	ei sovelleta

*1) Dioksiinit ja niiden kaltaiset yhdisteet sisältävät seuraavat yhdisteet:

PCDD: polyklooratut dibentso-p-dioksiinit; PCDF: polyklooratut dibentsofuraanit, PCB-DL: dioksiinin kaltaiset polyklooratut bifenyylit.

Huomioitavien yhdisteiden CAS-numerot: 2,3,7,8-T4CDD (CAS 1746-01-6), 1,2,3,7,8-P5CDD (CAS 40321-76-4), 1,2,3,4,7,8-H6CDD (CAS 39227-28-6), 1,2,3,6,7,8-H6CDD (CAS 57653-85-7), 1,2,3,7,8,9-H6CDD (CAS 19408-74-3), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDD (CAS 35822-46-9), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDD (CAS 3268-87-9)

10 polychlorinated dibenzofurans (PCDFs): 2,3,7,8-T4CDF (CAS 51207-31-9), 1,2,3,7,8-P5CDF (CAS 57117-41-6), 2,3,4,7,8-P5CDF (CAS 57117-31-4), 1,2,3,4,7,8-H6CDF (CAS 70648-26-9), 1,2,3,6,7,8-H6CDF (CAS 57117-44-9), 1,2,3,7,8,9-H6CDF (CAS 72918-21-9), 2,3,4,6,7,8-H6CDF (CAS 60851-34-5), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDF (CAS 67562-39-4), 1,2,3,4,7,8,9-H7CDF (CAS 55673-89-7), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDF (CAS 39001-02-0)

12 dioxin-like polychlorinated biphenyls (PCB-DL): 3,3',4,4'-T4CB (PCB 77, CAS 32598-13-3), 3,3',4',5'-T4CB (PCB 81, CAS 70362-50-4), 2,3,3',4,4'-P5CB (PCB 105, CAS 32598-14-4), 2,3,4,4',5'-P5CB (PCB 114, CAS 74472-37-0), 2,3',4,4',5'-P5CB (PCB 118, CAS 31508-00-6), 2,3',4,4',5'-P5CB (PCB 123, CAS 65510-44-3), 3,3',4,4',5'-P5CB (PCB 126, CAS 57465-28-8), 2,3,3',4,4',5'-H6CB (PCB 156, CAS 38380-08-4), 2,3,3',4,4',5'-H6CB (PCB 157, CAS 69782-90-7), 2,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 167, CAS 52663-72-6), 3,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 169, CAS 32774-16-6), 2,3,3',4,4',5,5'-H7CB (PCB 189, CAS 39635-31-9).

Liite II.2. Kansallisessa menettelyssä määritetyt vesiympäristölle haitalliset aineet

Vesiympäristölle haitalliset aineet on määritetty Valtioneuvoston asetuksessa vesi- ympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista 1022/2006, ja sen liitteessä 1 D (ajantasainen säädös).

	Nimi	CAS-numero ^[1]	AA-EQS ^{[2] [3]} sisämaan pinta- vedet, µg/l	AA-EQS ^{[2] [3]} muut pinta- vedet, µg/l	AA-EQS ^{[2] [3]} talousveden ottoon tarkoitettut pintavedet, µg/l
1.	klooribentseeni	108-90-7	9,3	3,2	3
2.	1,2-diklooribentseeni	95-50-1	7,4	0,74	0,3
3.	1,4-diklooribentseeni	106-46-7	20	2	0,1
4.	bentsyylibutyyliftalaatti (BBP)	85-68-7	10	1,4	10
5.	dibutyyliftalaatti (DBP)	84-74-2	10	1	10
6.	resorsinoli (1,3-bentseenidioli)	108-46-3			
7.	(bentsotiatsoli-2-yyli) metyyli- tiosyanaatti (TCMTB)	21564-17-0			
8.	bentsotiatsoli-2-tioli (di(bentsotiatsoli-2-yyli)disulfidin (CAS 120-78-5) hajoamistuote)	149-30-4			
9.	bronopoli (2-bromi-2-nitropro- paani-1,3-diol)	52-51-7	4	0,4	4
10.	dimetooatti	60-51-5	0,7	0,07	
11.	MCPA (4-kloori-2-metyylifenok- sietikka-happo)	94-74-6	1,6	0,16	
12.	metamitroni (4-amino-3-metyyli- 6-fenyli-1,2,4-triarsiini-5-oni)	41394-05-2	32	3,2	
13.	prokloratsi (N-propyyli-N-[2- (2,4,6-trikloorifenoksi)etyyli]-1H- imidatsoli-1-karboksamidi)	67747-09-5	1	0,1	
14.	etyleenitiourea (mankotsebin (CAS 8018-01-7) hajoamistuote)	96-45-7	200	20	
15.	tribenuroni-metyyli (metyyli- 2-(3-(4-metoksi-6-metyyli-1,3,5- triatsiini-2-yyli)3-metyyliureido- sulfonyyli)bentsoaatti)	101200-48-0	0,1	0,01	

[1] CAS: Chemical Abstracts Service.

[2] Tämä parametri on aritmeettisena vuosikeskiarvona ilmaistu ympäristölaatuunormi (AA-EQS). Se koskee aineen kaikkien isomeerien pitoisuuksien summaa, jollei toisin säädetä. Keskiarvo lasketaan jokaisessa edustavassa seurantapisteessä kussakin pisteessä yhden vuo- den aikana mitattujen tulosten aritmeettisena keskiarvona.

[3] Ympäristölaatuunormit ilmaistaan kokonaispitoisuuksina koko vesinäytteessä.

Liite 12. Tietojärjestelmien kuvaus

Liite 12.1. Pintavesimuodostumat-tietojärjestelmä (Vemu) ja raportit

Sari Mitikka ja Lasse Järvenpää

Pintavesien ekologinen ja kemiallinen luokittelu tehdään Hertta-tietojärjestelmäkokonaisuuden osassa Vesienhoidon suunnittelu, Pintavedet, 3. Suunnittelukausi.

Hertta 5.8

AlkuunAsetuksetTietoaPalauteLopetus?

Vesienhoito, pintavedet

+ Vesivarat

+ Vesistötyöt

+ Pintavesien tila

- Vesienhoidon suunnittelu

- Pintavedet

+ 1. Suunnittelukausi

+ 2. Suunnittelukausi

+ 3. Suunnittelukausi

+ 3. kauden luettelot

+ Vesien tilan seuranta

+ Pohjavedet



Vesienhoito, Pintavedet

Vesienhoito-tietojärjestelmään tallennetaan vesienhoidon suunnitteluun ja toteutukseen liittyvää tietoa pintavesistä. Vesienhoidossa tarkasteluyksikkönä toimii vesimuodostuma. Tässä järjestelmässä pidetään yllä pintavesimuodostumiin ja vesien hoitoon liittyvää tietoa sekä vesienhoidon EU-raportointia palvelevaa tietoa. Pohjavesimuodostumia koskeva tieto on tallennettu POVET-järjestelmään. Vesienhoito on pitkäjänteistä työtä ja koostuu useasta kuusi

Linkki "3. Suunnittelukausi" johtaa vesimuodostumien hakuehtoihin, joka on toteutettu Microsoftin Power Bi-sovelluksella.

Hakuehtoina on valittavissa vesienhoitoalue, ELY-keskus, vesimuodostuman nimi ja tunnus, KeVoMu-luokitus, ekologinen tila, pintavesityyppi, pintavesikategoria, ylittävät haitalliset aineet, ylitysarvio, painetekijä, painetyyppi ja painevaikutus.

Hakua rajattaessa vesimuodostumien määrä muuttuu sekä kartalla että alla olevassa taulukossa ja vesimuodostumien lukumäärä näkyy kartan alla.

Alla olevassa esimerkissä on haettu kaikki Keski-Suomen Ely-keskuksen alueen järvet, joiden lukumääräksi järjestelmä ilmoittaa 325.

VEMU III
Vesimuodostumien haku

Vesienhoitoalue
Kaikki

ELY-keskus
KES

Vesimuodostuma
Kaikki

Tunnus
Kaikki

KeVoMu
Kaikki

Ekologinen tila
Kaikki

Pintavesityyppi
Kaikki

Järvi/Joki/Rannikko
Järvi

Ylittävät haitalliset aineet
Kaikki

Ylitysarvio
Kaikki

Painetekijä
Kaikki

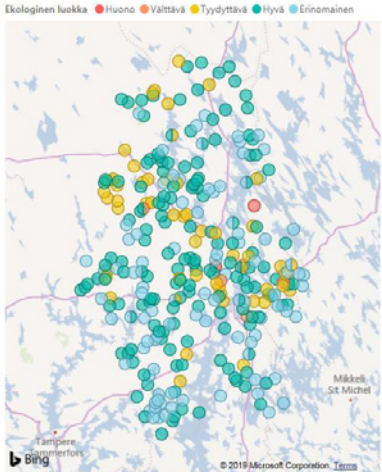
Painetyyppi
Kaikki

Painevaikutus
Kaikki

Herttaan	Tunnus	Vesimuodostuma	KeVoMu	Jä/Jo/Ra	Tyyppi	Ekologinen tila
	14.496.1.002_001	Peninginjärvi	Ei voimakkaasti muutettu	JA	MRh	Hyvä
	14.765.1.004_001	Ristijärvi	Ei voimakkaasti muutettu	JA	MRh	Hyvä
	14.428.1.006_001	Pieni Vesijärvi	Ei voimakkaasti muutettu	JA	Vh	Tyydyttävä
	14.232.1.005_001	Kohionjärvi	Ei voimakkaasti muutettu	JA	Rh	Erinomainen
	14.292.1.002_001	Korttajärvi	Ei voimakkaasti muutettu	JA	Ph	Tyydyttävä
	14.295.1.014_001	Myllylampi	Ei voimakkaasti muutettu	JA	Evm_LW	Hyvä
	14.221.1.133_001	Särkijärvi	Ei voimakkaasti muutettu	JA	Mh	Hyvä
	14.411.1.001_004	Ala-Keitele Pyrinlahti	Ei voimakkaasti muutettu	JA	Kh	Hyvä

Vesimuodostumat

Ekologinen luokka: Huono Välttävä Tyydyttävä Hyvä Erinomainen



325
Vesimuodostumia

Poista valinnat

Taulukossa on kunkin vesimuodostuman kohdalla Hertta-linkki ko. vesimuodostuman 3. kauden tietoihin. Alla esimerkki linkin takaa avautuvasta näkymästä. Esimerkkinä olevien järven tiedoissa voi tapahtua päivityksiä esimerkkikuvien oton jälkeen.

Vesimuodostumat / Vesimuodostuman tiedot

Palaute | Ohje

Vesimuodostuman tiedot

3. kausi 2. kausi

Perustiedot	Juoksjärvi 14.221.1.146 001 Järvi
Tyyppi	Pienet humusjärvet (Ph)
Sijainti	VHA2
Paineet	Hajakuormitus
Ekologinen tila	1. kausi 2. kausi 3. kausi
Kemiallinen tila	1. kausi 2. kausi 3. kausi
Hallinta	Keski-Suomen ELY

Kartta

Avaa karpalossa

Raportit

Kunkin sinisen tekstin alta avautuu uusi näkymä, jossa luokittelija voi joko selata tai tallentaa tietoja. Tarkemmat ohjeet löytyvät järjestelmän yhteydestä, jossa niitä päivitetään tarvittaessa.

Kun luokittelija on tarkistanut laskennallisen luokan, antanut tarvittaessa arvioitun luokan ja kirjoittanut lisäperusteet, hän antaa vesimuodostumalle ekologisen tilauokan.

Vesimuodostuman tiedot -sivulla on Raportit-otsikon alla lista eri aihealueiden raporteista (VEMALA-kuormitus, Jokien biologisen tilan arviointi, Fys.-kem. vedenlaatu, aikasarjat jne), jotka on toteutettu Microsoftin Power Bi-tekniikalla. Lisäksi listalta löytyy linkit järjestelmiin STATUS ja TARKKA, joissa voi tarkastella kaukokartoitusaineistoja (ks. Liite 12.2).

Liite 12.2. Kaukokartoitusaineisto

Jenni Attila

Kaukokartoitusaineistoa (EO-klorofylli, EO-näkösyvyys, EO-sameus, EO-humus) on käytettävissä rannikon ja järvien vesimuodostumilta. Aineistoja voi käyttää arvioitua luokkaa määrättäessä, mutta sitä ei vielä 3. luokittelukaudella oteta huomioon laskennallisessa luokituksessa. EO-klorofylliaineistoja on järvistä vuosilta 2015–2018 sekä rannikolta 2003–2011 (ks. alla). EO-näkösyvyysaineistoja on saatavilla luokitusjakson vuosilta 2013–2018. Kaikkia EO-aineistoja ei ole tuotettu optisesti erityisen haastavilta järviltä ja rannikon sameilta jokisuistoilta. Myös vesialueen syvyys, koko ja muoto ovat vaikuttaneet aineistojen käyttökelpoisuuteen.

Saatavilla olevat EO-aineistot eri vuosilta. Vuosina 2012 ei ollut saatavilla riittävän laadukasta instrumenttia:

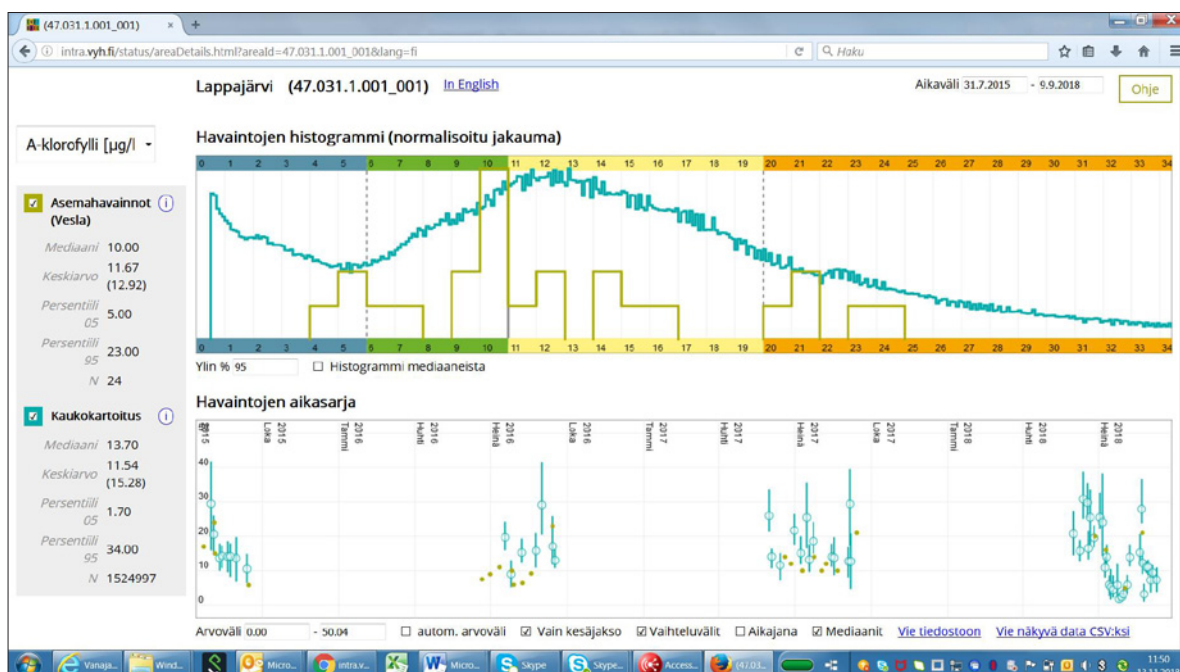
2003–2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Chl-a, rannikko, 300m, MERIS	Ei aineistoja	Näkösyyvyys, sameus, humus, 60m (Landsat)					Kaikki aineistot tarvittaessa
		Ei klorofylliaineistoja		Näkösyyvyys, Chl-a, sameus, humus, 60m (S2A&B)			

STATUS- ja TARKKA-käyttöliittymät ovat luokittelijoiden käytössä erillisenä linkkinä luokittelujärjestelmän vesimuodostumakohtaiselta sivulta. Aineistot saa näkyviin STATUS-käyttöliittymässä vesimuodostumakohtaisesti (ks. kuva alla). STATUS-käyttöliittymästä voi katsella aineistoja kolmannen luokittelukauden luokitusaineistojen ajanjakson 2013–2017 keskimääräisinä arvoina, aikasarjoina ja jakaumakuvina niiltä vuosilta, joilta aineistoa on saatavilla. Ne voi myös hakea yhdistettynä aineistona Exceliin halutulta ajanjaksolta. STATUS-käyttöliittymästä löytyy kunkin alueen osalta myös asemahavainnot (luetaan vedenlaaturekisteri Veslasta), joten aineistoja voi suoraan verrata siellä.

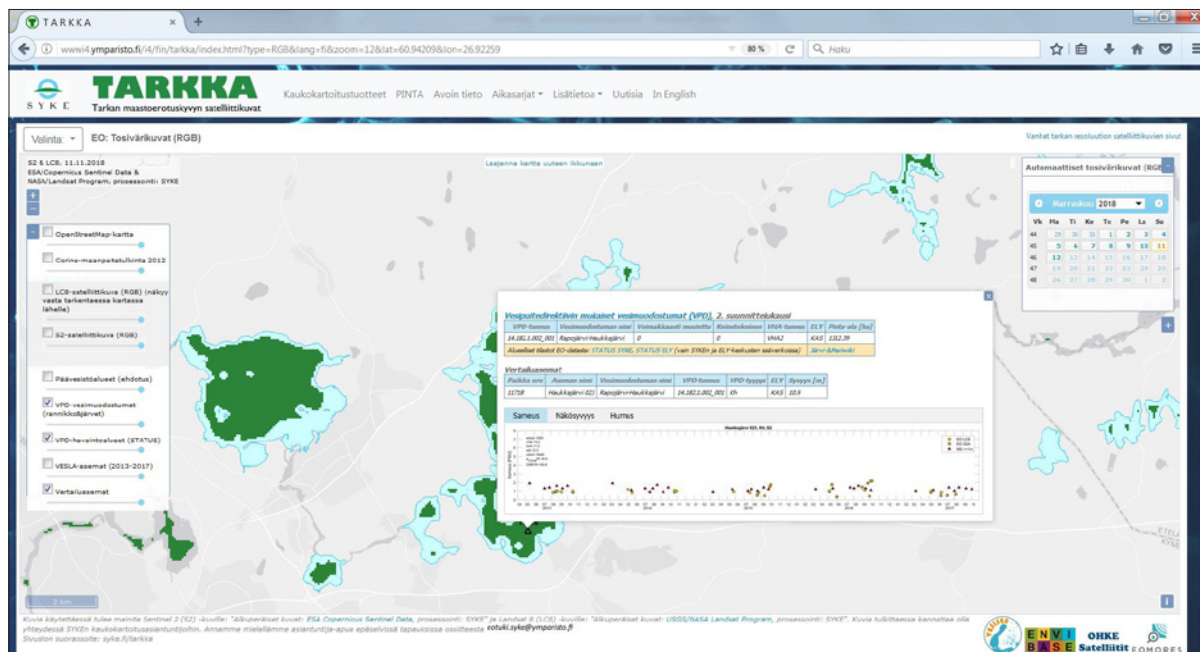
TARKKA-karttakäyttöliittymä täydentää STATUSin tietoja lisäaineistoilla. TARKKA-käyttöliittymässä on muun muassa STATUSissa olevien EO-aineistojen havainto-alueet kultakin vesimuodostumalta, asemakohtaisia vertailuja EO- ja VESLA-havaintojen osalta vertailuasemilta ja satelliittihavaintoja kuva-aineistona (kattavat ohjeet löytyvät Lisätietoa-osiosta TARKKAN yläpalkista).

Luokittelujärjestelmästä on linkki TARKKAan vesimuodostumakohtaisesti ja siellä voi liikkua alueelta toiselle. TARKKAsta voi palata STATUS-käyttöliittymään toiselle alueelle, kun on valinnut VPD-vesimuodostumat lisäaineistot-valikosta. TARKKAan on erilliset tarkemmat käyttöohjeet käyttöliittymän Lisätietoa-osiosta.

Alla esimerkkinäkymä STATUS-käyttöliittymästä a-klorofyllin osalta Lappajärven vesimuodostumasta. Vasemmalla palstalla Asemahavainnot ja Kaukokartoitus-kooste keskimääräisistä arvoista valitulta ajanjaksolta (sama kuin aikasarjassa näkyvissä). Ohje-linkin takaa (käyttöliittymän oikea yläkulma) löytyvät tarkemmat ohjeet.



Alla esimerkkinäkymä TARKKA-käyttöliittymästä. Kuva-aineistoja voi valita sekä Valinta-valikosta (vasemmalla). Lisää aineistoja saa näkyviin näytöllä olevasta Aineisto-ikkunasta (vasen reuna) sekä kalenterista. Yläpalkin Lisätietoa-osioon täydentyvät tarkemmat ohjeet. Kun 'VPD-vesimuodostumat' -aineisto on aktivoitu, alueen valitsemalla saa näkyviin muun muassa linkin alueen STATUS-aineistoihin. EO-klorofylli, EO-näkösyyvyys, EO-sameus: Humusaineiston osalta järviakohtaista aineistoa on saatavilla vähän vähemmän kuin muita muuttujia.



EO-muuttujista luokituksessa käytetään geometrisiä keskiarvotuloksia. EO- klorofyllitulokset ovat itsenäisiä kasviplanktonmuuttujia vesianalytiikan kautta saatujen perinteisten klorofyllitulosten ohella. Kasviplanktonin arvioidun luokitus tuloksen voi muodostaa sekä sen keskitetyistä indeksilaskennoista että EO-klorofyllin antamasta tuloksesta niissä vesimuodostumissa, joilta tietoa on saatavilla.

Noin 40 %:lle järvi-vesimuodostumista on laskettu arvio EO-muuttujista. Rannikolla aineistoa on saatavilla suurimmasta osasta alueita. Puuttuvat järvet ovat joko matalia, liian pieniä tai kapeita, niiltä puuttuu syvyystieto tai ne on hylätty optisesti liian hankalina (heijastus on niin heikko, että siitä ei voi tehdä tulkintaa). Vesianalytiikan kautta saadun klorofyllin luokkarajat täyttävät VPD:n vaatimukset interkalibroinnin osalta.



ISBN 978-952-11-5073-9 (nid.)

ISBN 978-952-11-5074-6 (PDF)

ISSN 1796-1718 (pain.)

ISSN 1796-1726 (verkkoj.)